



Université
de Toulouse

THÈSE

**En vue de l'obtention du
DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE**

Délivré par :

Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse)

Discipline ou spécialité :

Fonctionnement des écosystèmes et agrosystèmes

Présentée et soutenue par :

Anne JACQUIN

le : mercredi 7 juillet 2010

Titre :

Dynamique de la végétation des savanes en lien avec l'usage des feux à Madagascar. Analyse par série temporelle d'images de télédétection

JURY

Gérard BALENT Directeur de Recherche INRA, Agnès BEGUE Ingénieur de recherche CIRAD

Véronique CHERET Enseignant-Chercheur El Purpan

Martine GUERIF Directeur de Recherche INRA

Laurence HUBERT-MOY Professeur Université de Rennes 2

David SHEEREN Maître de Conférences ENSAT

Ecole doctorale :

Sciences Ecologiques, Vétérinaires, Agronomiques et Bioingénieries (SEVAB)

Unité de recherche :

UMR 1201 DYNAFOR INPT-ENSAT/INRA

Directeur(s) de Thèse :

Gérard BALENT

Véronique CHERET & David SHEEREN

Rapporteurs :

Agnès BEGUE

Laurence HUBERT-MOY

Université de Toulouse

Ecole doctorale « Sciences Ecologiques, Vétérinaires, Agronomiques et Bioingénieries »

THESE DE DOCTORAT DE L'UNIVERSITE DE TOULOUSE

Délivré par l'Institut National Polytechnique de Toulouse
Spécialité : Fonctionnement des agrosystèmes et écosystèmes

Présentée par

Anne JACQUIN

Soutenue le

7 juillet 2010

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE TOULOUSE

**Dynamique de la végétation des savanes
en lien avec l'usage des feux à Madagascar
Analyse par série temporelle d'images de télédétection**

Composition du Jury :

Martine GUERIF	Directeur de Recherche INRA	Présidente
Laurence HUBERT-MOY	Professeur Université de Rennes 2	Rapporteur
Agnès BEGUE	Chargée de recherche CIRAD	Rapporteur
Gérard BALENT	Directeur de Recherche INRA	Directeur de Thèse
Véronique CHERET	Enseignant-Chercheur EI Purpan	Co-encadrant
David SHEEREN	Maître de Conférences ENSAT	Co-encadrant

A mon frère OLIVIER, l'étoile qui m'accompagne sur mon chemin de vie

A mes filles, JULIETTE et JOANNE

Et à TOI

RESUME

Bien que le feu soit reconnu comme un facteur d'influence dans la dynamique de végétation des savanes, son rôle n'est pas clairement défini. Cette thèse aborde le problème de l'étude de la relation entre l'usage des feux et la dynamique de végétation. L'approche choisie repose sur l'analyse de séries temporelles d'images de télédétection à moyenne résolution spatiale. Les savanes étudiées sont situées sur le bassin versant de Marovoay au nord-ouest de Madagascar.

Dans la mesure où il n'existe pas de consensus quant aux méthodes à utiliser, les savanes de Madagascar offrent un contexte particulier, en raison de la dégradation très prononcée du couvert végétal et des changements recherchés, pour tester les méthodes existantes et en proposer des nouvelles.

Le premier objectif de ce travail est d'identifier le régime des feux à travers le suivi des variations spatio-temporelles des surfaces brûlées en milieu de savane. Pour cela, une méthode de cartographie des surfaces brûlées a été développée : elle est basée sur le calcul d'un indicateur annuel indiquant le passage d'un feu pendant la saison sèche et d'un indicateur saisonnier traduisant la période de passage du feu. Cette méthode, appliquée au site d'étude, a permis de produire une série temporelle de données utilisées pour caractériser le régime des feux à partir de deux paramètres, la période d'occurrence et la fréquence de passage du feu.

En parallèle, le deuxième objectif consiste à caractériser la dynamique de végétation par l'analyse des variations spatio-temporelles de l'activité végétale. Deux approches de détection des changements, basées sur le traitement de série temporelle de NDVI, ont été testées. La première repose sur l'analyse des variations inter annuelles d'un indicateur phénologique traduisant l'activité végétale pendant la phase de croissance des savanes. La deuxième utilise une technique de décomposition temporelle pour extraire la tendance d'une série de NDVI. Dans les deux cas, les résultats ont permis de caractériser la dynamique de végétation à travers trois classes d'évolution de l'activité végétale (séries progressive, régressive ou stable). Ces résultats ont été évalués par comparaison avec ceux issus de techniques de détection des changements basées sur l'analyse diachronique d'images à haute résolution spatiale.

Enfin, dans la dernière étape du travail, nous avons étudié les relations entre les informations relatives aux régimes des feux et à la dynamique de végétation en utilisant des modèles de régression multivariée. L'objectif est d'estimer l'importance et le rôle du feu dans la dynamique de végétation. Les résultats ont amené à trois conclusions : a) Le feu est un facteur de maintien des savanes ; b) Dans les situations où la pression liée aux activités anthropiques est faible, le feu, en particulier par la fréquence de son usage, est un facteur déterminant de la dynamique de végétation ; c) Dans les autres situations, l'interprétation des résultats est complexe et difficile, très certainement en raison de l'interaction de multiples facteurs anthropiques.

Mots-clés : Madagascar – savane – dynamique de végétation - surface brûlée – régime des feux - série temporelle – tendance

ABSTRACT

Fire is recognized to be an essential factor that explains savanna vegetation dynamics. But its role is not clearly defined. This work investigates the problem of studying the relation between fire usage and vegetation dynamic. This is addressed through the analysis of time series of medium spatial resolution remotely sensed images. We studied the savanna localized on the Marovoay watershed, on the north-west part of Madagascar.

As no consensus exists on the adapted methods, the savanna of Madagascar offers a particular context to test existing methods or develop new ones, because of the advanced vegetation cover degradation and the nature of change to be detected.

The first objective of this work is to identify fire regime by analyzing the spatio-temporal variations of burned areas in savanna areas. To this end, a burned area mapping method was developed. It is based on the definition of an annual indicator, which indicates the occurrence of a fire during the dry season, and a seasonal indicator, which gives the information on the date of the fire event. Applied to the study site, this method has lead to the production of a time series of data used for the characterization of the fire regime through two parameters, the period of occurrence and the frequency of fire.

In parallel, the second objective consists on characterizing vegetation dynamic by monitoring spatio-temporal variations of vegetation activity. Two change detection approaches based on NDVI time series, were tested. The first consists on analyzing the inter annual variations of a phenological indicator related to vegetation activity during the active growth season. The second uses a temporal decomposition technique to extract the trend from an NDVI time series. In both cases, the vegetation dynamic is characterized through three classes linked to the evolution of the vegetation activity (progressive, regressive or stable series). Results were evaluated by a comparison with the results obtained from a diachronic change detection technique based of high spatial resolution images.

Finally, in the last part of this work, we investigated the relation between fire regimes and vegetation activity change classes using multivariate regression models. The objective is to analyze to determine the importance and the role of fire into the vegetation dynamic. Results led to three conclusions: a) Fire is a factor that maintains savanna; b) In areas where pressure due to anthropogenic activities is low, fire frequency represents a determinant factor to explain vegetation dynamic; c) In others areas, the interpretation of results appears to be complex and difficult, probably because of the high level of interactions between multiple environmental factors.

Key-words: Madagascar – savanna – vegetation dynamic - burned area – fire regime – time series – MODIS – trend

TABLE DES MATIERES

Lexique	10
Préambule	12
Introduction	16
Liste des publications	18
Chapitre 1 - Contexte, démarche et objectifs	22
1.1 Les savanes : un écosystème herbes-arbres.....	22
1.2 La complexité des savanes	22
1.3 Le rôle du feu en question dans le fonctionnement des savanes.....	22
1.4 Options méthodologiques.....	23
1.4.1 La télédétection comme donnée d'observation	23
1.4.2 Caractérisation du régime des feux dans les savanes	24
1.4.3 Caractérisation de la dynamique de végétation des savanes	25
1.4.4 Choix du capteur MODIS.....	27
1.5 Choix du site d'étude et spécificités	28
1.5.1 Des savanes dégradées	28
1.5.2 Un usage des feux intense et non contrôlé	28
1.5.3 Des dynamiques de végétation accélérées.....	29
1.6 Objectifs et structure de la thèse	32
Chapitre 2 - Site d'étude et données	38
2.1 Le bassin versant de Marovoay	38
2.1.1 Localisation et climat	38
2.1.2 Relief et type de sol	40
2.1.3 Les formations végétales naturelles.....	40
2.1.4 Le feu.....	41
2.1.5 L'agriculture.....	42
2.1.5.1 Des petites unités de production au moyen limité	42
2.1.5.2 Des cultures très peu diversifiées et spatialement bien localisées	42
2.1.5.3 Un statut foncier des terres sur les tanetys peu incitatif à la protection des sols	43
2.1.5.4 Une activité d'élevage de zébus à deux niveaux.....	43
2.1.6 Une dégradation des sols généralisée	44
2.2 Les données	44
2.2.1 Les données MODIS	45
2.2.2 Les données de référence.....	48
2.2.2.1 Les données de terrain.....	48
2.2.2.2 Les données cartographiques	50

Chapitre 3 – Caractérisation du régime des feux dans les savanes..... 58

3.1 Détermination des paramètres caractérisant le régime des feux	58
3.2 Mise en forme des données utilisées	58
3.2.1 Données MODIS	58
3.2.2 Données de références de surfaces brûlées.....	58
3.3 Choix d'un indice spectral pour identifier les surfaces brûlées	59
3.3.1 Caractéristiques spectrales des surfaces brûlées de savanes	59
3.3.2 Sélection d'indices spectraux	60
3.3.3 Echantillon de références de surfaces brûlées pour l'analyse spectrale	61
3.3.4 Analyse de séparabilité.....	61
3.3.5 Résultats sur les savanes du bassin versant de Marovoay	62
3.4 Extraction des paramètres relatifs au régime des feux	64
3.4.1 Les surfaces brûlées.....	65
3.4.2 La période d'occurrence du feu.....	67
3.4.3 La fréquence de passage du feu.....	67
3.4.4 La période dominante d'occurrence du feu	67
3.4.5 L'indicateur du régime des feux.....	68
3.5 Application au bassin versant de Marovoay	68
3.5.1 Indicateur de surfaces brûlées	68
3.5.2 Indicateur de période d'occurrence du feu	70
3.5.3 Résultats cartographiques	70
3.6 Discussion	75
3.6.1 Choix de l'indice de Brillance.....	75
3.6.2 Intérêt de la méthode de seuillage par les courbes ROC	76
3.6.3 Choix de la résolution temporelle des images MODIS	76
3.6.4 Comparaison avec le produit MODIS « Surfaces Brûlées »	78

Chapitre 4 - Caractérisation de la dynamique de végétation des savanes... 82

4.1 Détermination des paramètres traduisant la dynamique de végétation des savanes	82
4.2 Mise en forme des données MODIS	83
4.2.1 Création d'un masque qualité.....	83
4.2.2 Lissage des valeurs de NDVI	83
4.3 Caractérisation de la dynamique de végétation	84
4.3.1 Méthode basée sur un indicateur phénologique	86
4.3.2 Méthode basée sur la tendance du NDVI issue d'une décomposition temporelle	88
4.3.2.1 Principe de la décomposition de série temporelle.....	88
4.3.2.2 Décomposition de la série des NDVI-MODIS par la méthode STL	92
4.3.2.3 Caractérisation des changements de la composante « tendance » du NDVI.....	93
4.4 Résultats	94
4.4.1 Cartographie des dynamiques de végétation des savanes.....	94
4.4.2 Démarche d'évaluation des résultats	95
4.4.3 Résultats des croisements des cartes de changement HRS/MRS	98

Chapitre 5 - Relation entre régime des feux et dynamique de végétation des savanes	106
5.1 Objectif et hypothèses étudiées.....	106
5.2 Données.....	108
5.2.1 Données cartographiques.....	108
5.2.2 Données issues du travail de télédétection	110
5.3 Méthode	111
5.3.1 Stratification du site d'étude.....	111
5.3.2 Analyse spatiale de l'impact de l'usage des feux dans les dynamiques de végétation des savanes	112
5.4 Résultats	114
5.4.1 Caractérisation des unités d'analyse.....	114
5.4.1.1 <i>Caractérisations des unités d'analyse selon le régime des feux.....</i>	<i>114</i>
5.4.1.2 <i>Caractérisation des unités d'analyse selon la dynamique de végétation des savanes</i>	<i>116</i>
5.4.2 Impact du régime des feux sur la dynamique de végétation : Vérification des hypothèses	117
5.4.3 Synthèse des résultats	122
 Conclusion	 128
Bibliographie.....	134

LEXIQUE

A : Albédo
ACQUA : Platform for MODIS sensor
AR : Autoregressive
ARIMA : Autoregressive Integrated Moving Average
ATSR : Along-Track Scanning Radiometer
AUC : Area Under Curve
AVHRR : Advanced Very High Resolution Radiometer
Baihobo : Terre alluvionnaire, terre fertile de décrue
BFAST : Breaks For Additive Seasonal and Trend
BAI : Burn Area Index
BANBI : Burn Annual Normalized Brightness Index
BI : Brightness Index
BISE : Best Index Slope Extraction
BMZ : Ministère fédéral de l'Allemagne pour la Coopération et le Développement
BRDF : Bidirectional Reflectance Distribution Function
BRS : Basse Résolution Spatiale
CNULD : Convention des Nations Unies pour la Lutte contre la Désertification
CV-MVC : Constrained View Maximum Value Composite
Dahalo : Voleur de zébus
dGPS : differential Global Positioning System
DRYNET : Programme mondiale pour l'avenir des zones arides
EOS : Earth Observing System
EVI : Enhanced Vegetation Index
FIRMS : Fire Monitoring System
GEMI : Global Environment Monitoring Index
GLM : Generalized Linear Model
GTZ : Agence d'assistance technique allemande
HDF : Hierarchical Data Format
HRS : Haute Résolution Spatiale
IB : Indice de Brilliance
ISODATA : Iterative Self-Organizing DATA analysis technique
LADA : Land degradation assessment in drylands
Lavaka : Trou, fosse, caverne
LOESS : LOcally wEighted regreSsion Smoother
LTGT : Laboratoire de Télédétection et Gestion des Territoires
MA : Moving Average
MAEP : Ministère de l'Agriculture, de l'Environnement et de la Pêche malgache
MERIS : MEdition Resolution Imaging Spectrometer
MIR : Moyen Infra Rouge
MIRBI : Middle Infra Red Brightness Index
MiVC : Minimum Value Composite
MLC : Maximum Likelihood Classification
MOD : MODIS Terra product
MODIS : Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
Mokonoby : Système d'élevage des zébus au piquet
MRS : Moyenne Résolution Spatiale
MVC : Maximum Value Composite
NASA : National Aeronautics and Space Administration
NBR : Normalized Burn Ratio
NBRT : Thermal Normalized Burn Ratio

NDII : Normalized Difference Infrared Index
 NDVI : Normalized Difference Vegetation Index
 NIR : Near Infra Red
 NOAA : National Oceanic and Atmospheric Administration
 Omby malia : Système d'élevage des zébus en semi-liberté
 PGM-E : Programme Germano-Malgache pour l'Environnement
 PIR : Proche Infra Rouge
 PLAE : Programme de Lutte Anti-Erosive
 R : Red
 ROC : Receiver Operating System
 SARIMA : Seasonal Autoregressive Integrated Moving Average
 Savaly : Se dit des zébus dressés et réservés pour les travaux des champs
 SAVI : Soil Adjusted Vegetation Index
 SI : Separability Index
 SPOT : Système Pour l'Observation de la Terre
 SRTM : Shuttle Radar Topography Mission
 STL : Seasonal Trend on Loess
 sumNDVI : Normalized Difference Vegetation Index accumulated during the active growing period
 Tanety : Terrain haut et plat, collines déboisées utilisées à la fin de la saison sèche pour préparer les parcelles de cultures
 Tavy : Champs cultivé après déforestation souvent par le feu
 TERRA : Platform for MODIS sensor
 TIMESAT : A program for analyzing time-series of satellite sensor data
 VEGETATION : Vegetation monitoring instrument onboard SPOT
 VI3T : Vegetation Index 3 Thermal
 VI6T : Vegetation Index 6 Thermal

PREAMBULE

Les travaux ici présentés s'inscrivent dans le cadre d'un programme national de développement rural à Madagascar, appelé Programme de Lutte Anti Erosive (PLAE), cofinancé par le Ministère fédéral de l'Allemagne pour la Coopération et le Développement (BMZ) à travers la banque de développement KfW (<http://www.plae-mada.com>). Ce projet est sous la tutelle du Ministère malgache de l'Agriculture, de l'Elevage et de la Pêche (MAEP). Créé en 1998, le PLAE a été conçu pour appuyer la population à la gestion adéquate des bassins versants de production rizicole, de plus en plus soumis à des processus d'érosion. Deux objectifs ont été définis : réduire l'ensablement des canaux et des rizières périphériques, et contribuer au maintien des bases de productions rizicoles. Pour cela, des mesures de lutte anti-érosive se concentrent sur les zones entourant les plaines rizicoles sur le principe d'une démarche participative. L'objectif est d'amener éleveurs et cultivateurs à faire évoluer leurs pratiques pastorales et agricoles. Cela se traduit concrètement par différents types d'actions. Autour des zones habitées localisées en périphérie des plaines, là où se concentrent les parcelles agricoles cultivées pour la production de cultures vivrières, les actions consistent à mettre en place des ouvrages (fascines, implantation d'arbustes et d'arbres) pour freiner ou stopper les phénomènes érosifs. Des mesures de contrôle de l'efficacité de ces ouvrages sont effectuées par des observations *in situ*. Pour les zones couvertes par des savanes utilisées pour l'élevage de zébus, la lutte contre l'érosion passe par la formation à des pratiques de gestion des pâturages. Des zones de pâturage collectif sont mises en place pour servir de modèle. Deux impacts sont attendus : le maintien ou l'augmentation du couvert herbacé des savanes et une modification du régime des feux. L'évaluation de l'efficacité de ces actions est réalisée à travers la mesure des changements observés sur le couvert végétal des savanes entre deux dates de référence. Compte-tenu des surfaces importantes couvertes par les savanes (plusieurs milliers d'hectares), ces informations sont produites à partir de données d'observation de la Terre. La méthodologie consiste à développer des produits issus de la télédétection (couverture du sol, surfaces brûlées) qui sont ensuite utilisés pour détecter et localiser les changements et suivre l'évolution de l'état de la végétation.

Dans ce projet, plusieurs partenaires sont présents dont le LTGT (Laboratoire de Télédétection et Gestion des Territoires) de l'Ecole d'Ingénieurs de Purpan. Le LTGT est en charge de l'activité de télédétection depuis 2005 et travaille avec l'équipe de coordination technique du PLAE, dont une des missions consiste à suivre les actions de lutte anti-érosive menées sur les cinq sites du projet sur l'île.

Les travaux exposés dans ce document s'inscrivent dans les activités réalisées par le LTGT qui consiste à :

- Produire, par classification d'images satellitaires, des cartographies des milieux sur lesquels intervient le PLAE (savane ou forêt selon les sites sur l'île).
- Développer des méthodes : 1) d'analyse des changements de l'état des couverts végétaux pour évaluer l'impact des actions de lutte anti-érosive menées par le PLAE, 2) de suivi du régime des feux dans les savanes, 3) de caractérisation de dynamique de végétation en lien avec les facteurs de pression anthropique observés sur les sites d'étude.

Introduction

INTRODUCTION

Les savanes sont des écosystèmes fragiles reposant sur la coexistence entre une strate herbacée et une strate ligneuse. Elles constituent des systèmes dynamiques dont l'évolution dépend de l'intensité de facteurs environnementaux (sécheresse, feux, élevage). Les conditions de leur persistance sont très complexes et restent mal connues. Elles ont fait l'objet de nombreuses études (Gignoux J. et al. 1997; Jeltsch F. et al. 2000; Walker B.H. and Noy-Meir I. 1982) qui concourent à conclure que la plupart sont maintenues dans leur état par les feux et, par conséquent, sont considérées comme non climatiques.

Dans le contexte des changements climatiques globaux et de la forte croissance de la population mondiale, la pression sur les écosystèmes de zones arides augmente. Cela se traduit dans les savanes par une intensification des pratiques liées à leur utilisation par l'élevage. Les savanes sont particulièrement exposées à des risques importants de dégradation, dans la mesure où la majeure partie est localisée dans des zones arides ou semi-arides et abrite une part importante de la population mondiale (Reynolds J.F. et al. 2007). De part leur importance d'un point de vue agricole, écologique et environnemental, la question de leur pérennité représente un enjeu majeur (Ancsey V. 1996; Boutonnet J-P. et al. 2001; Sere C. 1994) qui doit être étudié.

Dans un contexte plus conceptuel, le rôle du feu dans les dynamiques de végétation des savanes n'a pas encore pu être clairement établi, notamment concernant le choix de mode d'usage des feux. Compte-tenu de la grande hétérogénéité de structure et de fonctionnement des savanes, ce problème doit être traité à l'échelle de l'écosystème.

L'approche méthodologique choisie repose sur l'utilisation d'images de télédétection. Deux objectifs, l'un méthodologique et l'autre thématique, structurent ce travail de thèse : 1) l'évaluation du potentiel de séries temporelles d'images satellitaires à moyenne résolution spatiale pour caractériser le régime des feux et la dynamique de végétation des savanes ; 2) la caractérisation de la part du facteur feu dans l'explication des dynamiques de végétation des savanes.

Les savanes étudiées sont celles présentes à Madagascar. Dans ce pays, l'état de conservation du couvert végétal de ces écosystèmes pose clairement la question de leur pérennité. En outre, l'intensité de l'usage des feux contribue à considérer ce facteur comme le plus important dans l'explication des évolutions des savanes. L'étude de la relation « feu – dynamique de végétation » est basée sur l'utilisation d'une série temporelle d'images MODIS acquise entre 2000 et 2009. Compte-tenu des éléments connus de dynamique de végétation des savanes à Madagascar, nous considérons que ce pas de temps est adapté pour mettre en évidence la dégradation ou le maintien des savanes que l'on peut relier avec les modes d'usage des feux observés au cours de cette même période.

Ce document s'organise en trois parties : La première partie présente le contexte général des savanes, la démarche et les objectifs du travail de thèse (chapitre 1). Dans la deuxième partie, nous commençons par décrire le site d'étude et les données utilisées (chapitre 2). Nous exposons ensuite les méthodes développées ou appliquées aux séries temporelles d'images MODIS dans l'objectif de caractériser le régime des feux (chapitre 3) et les dynamiques de végétation des savanes (chapitre 4). Enfin, la troisième partie met en relation les résultats obtenus par l'application sur le site d'étude des méthodes présentées dans la deuxième partie pour étudier le rôle du feu dans la dynamique de végétation (chapitre 5).

Les travaux de thèse présentés dans les chapitres 3, 4 et 5 ont donné lieu à la rédaction de différents articles, publiés ou en cours de publication, dont la liste est présentée ci-après.

LISTE DES PUBLICATIONS

▪ Sur le chapitre 3 « Caractérisation du régime des feux des savanes » :

Article 1

Jacquin A., Denux J.P., Chéret V., Choix d'un indice spectral adapté à la détection des surfaces brûlées dans les savanes dégradées de Madagascar, Sécheresse, En révision.

Article 2

Jacquin A., Chéret V., Sheeren D., Balent G., 2010. Détermination du régime des feux en milieu de savane à Madagascar à partir de séries temporelles d'images MODIS, International Journal of Remote Sensing. Accepté le 12 Avril 2010.

Les travaux ont également été présentés à l'occasion de plusieurs conférences et ont fait l'objet de publications dans les actes associés.

Communication 1

Jacquin A., Denux J.P., Dumont M., 2007. Characterization of wildfire regime in Madagascar savanna environments using MODIS time series. 4th International workshop on the analysis of multitemporal remote sensing images, Provinciehuis Leuven, Belgium, July 18th-20th, 2007.

Communication 2

Jacquin A., Denux J.P., Dumont M., 2007. Mapping annual burned areas in Malagasy savanna environments at landscape scale using time series analysis of remotely-sensed images. 6th International Workshop of the EARSeL Special Interest Group (SIG) on Forest Fires. Thessaloniki, Greece from 26 - 29 September 2007. 226-231.

Communication 3

Jacquin A., Denux J.P., Sheeren D., Lacombe J-P., 2009. Détermination du régime des feux en milieu de savane à Madagascar à partir de séries temporelles d'images MODIS. In Actes du Colloque SAGEO, 25-27 Novembre, Paris (France).

▪ Sur le chapitre 4 « Caractérisation de la dynamique de végétation des savanes » :

Article 3

Jacquin A., Sheeren D., Lacombe J-P., 2010. Vegetation cover degradation assessment in Madagascar savanna based on trend analysis of MODIS NDVI time series, International Journal of Applied Earth observation and Geoinformation, 12S, S3-S10, doi:10.1016/j.jag.2009.11.004.

▪ Sur le chapitre 5 « Relation entre usage des feux et dynamique de végétation des savanes » :

Communication 4

Jacquin A., Chéret V., 2010. Fire impacts on savanna vegetation trends in Madagascar using a remote-sensing based statistical analysis. In (Eds) Proceedings of the 30th EARSeL Symposium on Remote Sensing for Science, Education and Culture, 30 Mai – 3 Juin, Paris (France).

Première partie

Contexte, démarche et objectifs de la thèse

CHAPITRE 1 - CONTEXTE, DEMARCHE ET OBJECTIFS

1.1 Les savanes : un écosystème herbes-arbres

Les savanes sont définies comme des « formations herbeuses ouvertes composées de graminées vivaces ou annuelles » (Aubreville A. 1957 ; Trochain J-L. 1957). La végétation savanicole peut être purement herbeuse ou parsemée d'arbustes ou d'arbres (Roger E. 1986; Scholes R.J. and Archer S. 1997). Elles peuvent ainsi être classées en se basant sur leur caractéristique physionomique :

- Les savanes herbacées sont à dominante graminéenne, pratiquement sans éléments ligneux et présentant une diversité floristique faible. La végétation est constituée d'une seule strate de 2,50 m de haut. L'absence d'arbres ou d'arbustes permet aux plantes héliophiles de se développer.
- Les savanes arbustives se caractérisent par leur physionomie avec deux strates bien distinctes : une strate herbacée composée de graminées et peu développée car dominée par une strate arbustive avec des éléments ligneux entre 1,80 m et 5 m de hauteur.
- Les savanes arborées (ou pré-forestières) représentent une formation intermédiaire entre la forêt et la savane arbustive. Elles se caractérisent par une dominance des plantes ligneuses par rapport aux herbacées.

1.2 La complexité des savanes

Les savanes constituent un écosystème complexe marqué par la coexistence d'une strate herbacée et d'une ou plusieurs strates arbustive et/ou arborée sous l'effet de l'interaction de plusieurs facteurs environnementaux : régimes de pluies variés, rôle du feu et de l'élevage. Les écosystèmes purement herbacés et purement ligneux constituent les extrêmes d'un continuum « savane » qui peut être défini comme une entité fonctionnelle liée à l'équilibre herbes-arbres (Sankaran M. et al. 2005).

Les savanes présentent une structure spatiale très hétérogène, résultante de la répartition spatiale des arbres (densité) et des caractéristiques du sol (capacité de rétention en eau et richesse en matière organique). Cela a des conséquences sur l'intensité des facteurs environnementaux qui présentent également une grande variabilité spatiale. Selon la quantité de biomasse herbacée, le feu sera plus ou moins intense. Selon la qualité, la quantité et la disponibilité de la ressource herbacée, les herbivores vont pâturer de manière préférentielle certaines zones.

Ces caractéristiques du fonctionnement des savanes en font des écosystèmes dynamiques. La suppression ou la modification d'un des facteurs liés à l'équilibre herbes-arbres se traduit par une perturbation du fonctionnement des savanes. Cette dernière peut aboutir à un changement de structure du couvert végétal selon l'intensité et/ou la durée des facteurs de pression.

1.3 Le rôle du feu en question dans le fonctionnement des savanes

Même si le feu est reconnu comme un facteur d'explication des dynamiques de végétation des savanes, son importance et son rôle ne sont toujours pas clairement définis (Jeltsch F. et al. 2000). Selon la période d'occurrence et la fréquence des feux, deux des paramètres définissant le régime des feux (van Wilgen B.W. et al. 1990), les changements observés sur les formations végétales sont variables. Deux échelles temporelles sont prises en compte. A l'échelle intra annuelle, les feux précoces dans la saison sèche favoriseraient le développement des espèces ligneuses en désavantagant les espèces herbacées (Scholes R.J. and Archer S. 1997). Cependant, ce même type de

feux promeut le développement de nouvelles pousses qui présentent une forte valeur fourragère (Gillon D. 1983). De plus, ces feux sont plus facilement contrôlables et contribuent moins à augmenter le risque d'érosion des sols que les feux de fin de saison sèche (Bertrand A. and Sourdat M. 1998). A l'échelle inter annuelle, un brûlage régulier induirait une dégradation de la savane herbacée en altérant les relations de compétition inter-espèces (Schule W. 1990). L'absence de pression des feux favoriserait une régénération forestière pouvant être assimilée à une forme de dégradation des savanes d'un point de vue pastoral. Ainsi, les modes d'usage du feu varient et, par conséquent, les impacts sur la végétation des savanes également (Eva H. and Lambin E.F. 2000).

1.4 Options méthodologiques

L'étude de la relation entre les dynamiques de végétation des savanes et les modes d'usage des feux est le sujet qui sous-tend l'ensemble de ce travail de recherche. L'objectif poursuivi consiste à produire des informations permettant de mieux comprendre comment gérer la pratique des feux pour maintenir le couvert végétal dans les savanes.

Compte-tenu des éléments présentés précédemment, le feu peut être considéré comme un facteur responsable des changements de structure des savanes, provoquant une évolution régressive de la strate herbacée vers une formation steppique (Kull C.A. 2000; Roger E. 1986). A l'inverse, le feu peut être aussi considéré comme un élément constitutif des écosystèmes de savane (Huntley B.J. and Walker B.H. 1982), comme un facteur de leur maintien (Koechlin J. 1993) agissant comme un agent de régulation (Goldammer J.G. 1993) et de stabilisation dans la coexistence herbes-arbres (Aubreville A. 1949; Cesar J. 1990; Fournier A. 1991, 2001; Mayaux P. et al. 2003; Monnier Y. 1968). Il n'y a donc pas de consensus général sur les conditions d'usage des feux pour assurer la pérennité de ces milieux. Il est probable que ces conditions ne soient pas identiques dans tous les types de savane. La variabilité spatio-temporelle des conditions du milieu et des facteurs environnementaux induit une grande hétérogénéité des dynamiques observées de végétation. (Schnell R. 1971) souligne que « le problème des savanes apparaît très divers : il n'y a pas un problème de savanes, mais des problèmes de savanes ».

L'option méthodologique choisie consiste à analyser les variations spatio-temporelles de la dynamique du couvert végétal des savanes et des modes d'usage des feux, puis à les mettre en relation par une approche statistique pour qualifier l'importance et le rôle du facteur feu dans les changements mesurés pour un écosystème de savane défini. Pour cela, deux types d'observations sont nécessaires, (a) celles sur les modes d'usage des feux et (b) celles sur la dynamique du couvert végétal. L'intérêt de cette méthode est qu'elle permet de produire un bilan spatialisé des effets du feu sur la dynamique de végétation pour les savanes étudiées.

1.4.1 La télédétection comme donnée d'observation

La faible densité de réseaux d'observations *in situ* de l'état de la végétation des savanes et de la pratique des feux a motivé l'utilisation de la télédétection comme source de données. Les images satellitaires offrent la possibilité de mesurer et de suivre de manière systématique à différentes échelles spatiale et temporelle l'état de couverts végétaux et l'activité des feux. Parmi les différentes informations que l'on peut extraire des images satellitaires, les indices de végétation, construits par combinaison des valeurs de réflectance dans les longueurs d'ondes liées aux caractéristiques spectrales de la végétation, sont les plus utilisés. L'analyse des variations spatiales et temporelles de différents indices de végétation permet à la fois de caractériser l'activité des feux, à travers le suivi des feux actifs (Giglio L. et al. 2003) ou des surfaces brûlées (Roy D.P. et al. 2008) et de caractériser les dynamiques des couverts végétaux (Anyamba A. and Tucker C.J. 2005; Wessels K.J. et al. 2004).

Les résultats de plusieurs études (Bucini G. and Lambin E.F. 2002; Devineau J-L. et al. 2010; Ehrlich D. et al. 1997; Eva H. and Lambin E.F. 2000) permettent de préciser les types d'informations issues de la télédétection adaptés pour étudier la relation « feu – dynamique de végétation » dans les savanes.

- **Informations sur les feux : il s'agit de caractériser le régime des feux à travers le suivi des surfaces brûlées annuelles pour lesquelles la période d'occurrence des feux et la fréquence sont déterminées.**

La localisation et le suivi des feux par télédétection est un sujet très développé. Les études sur les feux peuvent être divisées en trois champs de recherche, avec des applications différentes : 1) la prévention des risques, en amont du phénomène du feu (Chuvieco E. 2003), 2) la détection des feux actifs pour la gestion de la crise en temps réel (Flannigan M.D. and Vonder Haar T.H. 1986) et 3) la cartographie des surfaces brûlées pour l'estimation des dégâts et la réhabilitation post-feu (Gonzales-Alonzo F. et al. 2004). (Bucini G. and Lambin E.F. 2002) ont montré que les surfaces brûlées constituaient une meilleure source d'information que les données feux actifs pour l'analyse de la relation « feu – dynamique de végétation » dans les savanes.

- **Informations sur la dynamique de végétation : il s'agit de caractériser des changements significatifs traduisant une modification de l'activité d'un couvert végétal et/ou une modification de sa structure. Cela permet de définir des classes de changement auxquelles des dynamiques de végétation peuvent être associées quelque soit l'intensité des perturbations.**

Lorsque l'on s'intéresse à la caractérisation des dynamiques de végétation pour étudier l'effet du facteur feu, les changements recherchés peuvent être de deux natures différentes : 1) des changements lents dans la structure du couvert végétal (modification du taux de recouvrement d'une strate de végétation, modification dans la composition des espèces) ; 2) des changements lents dans l'activité végétale d'un type de végétation étudié (modification dans le niveau de biomasse verte produite). Parmi les techniques d'analyse de changement, deux approches se distinguent (Kennedy R.E. et al. 2009) : 1) Comparaison de deux ou plusieurs images basée sur deux phases, une dite de « modélisation » (algorithmes permettant d'exploiter la dimension spectrale des images) et une dite de « soustraction » (algorithmes pour comparer des dates) ; 2) Exploitation d'une série temporelle d'images basée sur l'identification de signature temporelle. (Bucini G. and Lambin E.F. 2002) ont montré que les changements détectés en utilisant une méthode appartenant à la première approche ne permettent pas de produire une information satisfaisante pour étudier la relation « feu – dynamique de végétation ». Les principales limites qu'ils mentionnent sont la nature des changements mis en évidence qui concernent uniquement des conversions de type de végétation et l'écart entre les pas de temps considérés pour caractériser les dynamiques de végétation et l'activité des feux. D'après la synthèse proposée par (Kennedy R.E. et al. 2009), les méthodes basées sur l'analyse de série d'images satellitaires à haute répétitivité temporelle constituent *a priori* une meilleure source d'information pour l'analyse de la relation « feu – dynamique de végétation » dans les savanes.

Enfin, la qualité des résultats de l'étude de la relation « feu – dynamique de végétation » est influencée par deux critères : 1) Caractériser le régime des feux et la dynamique de végétation sur le même intervalle de temps (Bucini G. and Lambin E.F. 2002; Eva H. and Lambin E.F. 2000) ; 2) Utiliser des images satellitaires avec une résolution spatiale identique ou assez proche (Eva H. and Lambin E.F. 2000).

1.4.2 Caractérisation du régime des feux dans les savanes

Plusieurs critères doivent être pris en compte pour choisir le type d'image satellitaire adapté à la caractérisation du régime des feux dans les savanes.

- La durée de persistance des traces de brûlé.

Le dépôt de charbon consécutif au passage d'un feu est un phénomène relativement bref dont la durée dépend des conditions climatiques locales, vent et précipitations (Langaas S. 1995).

- La rapidité de reprise de la végétation.

L'altération de la structure et de l'abondance de la végétation est un phénomène de durée variable selon le type de climat. Dans les régions tropicales à saisons sèche et pluvieuse où la durée de la saison des feux coïncide avec la durée de la saison sèche, la reprise de la végétation est d'une durée variable

et peut effacer assez rapidement la cicatrice du feu, d'autant plus que le feu est précoce (Frederiksen P. et al. 1990; Trigg S. and Flasse S. 2000). Par conséquent, une série d'images à faible répétitivité temporelle entraîne un problème d'estimation des surfaces brûlées (Laris P. S. 2005).

- La disponibilité d'une série longue et à haute répétitivité temporelle.

Des études proposent des produits cartographiques de surfaces brûlées en utilisant des images de télédétection à haute et très haute résolution spatiale telles que les images Landsat (Smith A.M.S. et al. 2007), SPOT-5 (Zammit O. 2008) ou Ikonos (Mitri G.H. and Gitas I.Z. 2006). La taille du pixel se situe entre 30 m et 4 m. L'intérêt de l'utilisation de la haute et très haute résolution spatiale se trouve dans la précision de la délimitation des surfaces brûlées. Seulement, les résultats dépendent étroitement de la disponibilité et de la date d'acquisition des images. Ce type de données ne peut pas servir de base à la construction d'un système opérationnel de suivi des surfaces brûlées. En revanche, il est très souvent utilisé comme données de calibration ou de validation (Roy D.P. and Boschetti L. 2009).

Les images de télédétection à moyenne et basse résolution spatiale (la taille du pixel varie entre 50 m et 8 km) fournies par des capteurs tels que ATSR, MODIS, ENVISAT, SPOT-VEGETATION et AVHRR, peuvent fournir une information satisfaisante sur les surfaces brûlées. Elles sont disponibles sur d'assez longues séries. Elles sont acquises à une fréquence journalière mais sont utilisées sous la forme de synthèses hebdomadaires, décadaires ou mensuelles pour augmenter leur capacité de détection des surfaces brûlées (Chuvieco E. et al. 2008; Chuvieco E. et al. 2005).

- La taille des surfaces brûlées et le type de végétation étudié.

De part leur large couverture spatiale, les données à basse résolution spatiale ont été utilisées pour développer des produits opérationnels de suivi des surfaces brûlées à l'échelle globale : Global Burned Area 2000 (Grégoire J-M. et al. 2003), GLOBSCAR (Simon M. et al. 2004), Globcarbon (Plummer S. et al. 2006), L3JRC (Tansey K. et al. 2008) and MODIS Burned Area Product (Roy D.P. et al. 2008). Ces produits donnent de bons résultats pour détecter des feux continus sur de grandes surfaces et pour des milieux homogènes. En revanche, appliqués à l'échelle de l'écosystème, la performance de ces produits décroît fortement pour deux raisons. D'une part, le régime des feux, observé dans les savanes, crée une mosaïque spatio-temporelle de surfaces brûlées de taille variable et se produisant dans un milieu hétérogène en termes de structure de la végétation (Laris P. S. 2005). Il en résulte un biais dans l'estimation des surfaces brûlées (Boschetti L. et al. 2004; Roy D.P. and Landmann T. 2005). D'autre part, selon le type de végétation étudié, l'indice spectral utilisé pour identifier les surfaces brûlées sera spécifique. Pour les savanes, différents indices peuvent être utilisés et sont basés sur les bandes spectrales Rouge, Proche Infrarouge, Moyen Infrarouge ou Thermique. On peut citer par exemple le NDVI (Rouse J. W. et al. 1974), le SAVI (Huete A.R. 1988), le GEMI (Pinty B. and Verstraete M. 1992), le BAI (Chuvieco E. et al. 2002), le NDII ou NBR (Key C.H. and Benson N.C. 1999) et l'Albedo (Stroppiana D. et al. 2003).

Compte-tenu de la persistance moyenne des traces de brûlé dans les savanes et de la capacité de reprise de la végétation, l'optimum de fréquence d'acquisition des images se situe autour de 8 jours (Barbosa P.M. et al. 1998). Les images doivent être en plus acquises sur plusieurs années pour permettre un suivi des surfaces brûlées. En outre, la variabilité des tailles de surfaces incendiées et la spécificité de leurs signatures spectrales à l'échelle d'analyse d'un écosystème nécessite de choisir, parmi les images à haute répétitivité temporelle, celles présentant la résolution spatiale la plus fine dans les bandes spectrales utilisées pour l'identification du passage d'un feu.

1.4.3 Caractérisation de la dynamique de végétation des savanes

Tout comme précédemment, plusieurs critères sont à prendre en compte pour choisir le type d'images satellitaires adapté à la caractérisation de la dynamique de végétation des savanes. Si on admet que la moyenne résolution spatiale correspond à une résolution intermédiaire entre la haute résolution (définie par un pixel de taille inférieure ou égale à 30 m et supérieure à 5 m) et la basse résolution

(définie par un pixel de taille supérieure ou égale à 1 km), comme illustré sur la figure 1-1, le capteur MODIS est l'un des deux seuls capteurs avec MERIS permettant de disposer de données dans cette classe de résolution spatiale (Lecerf R. 2008).

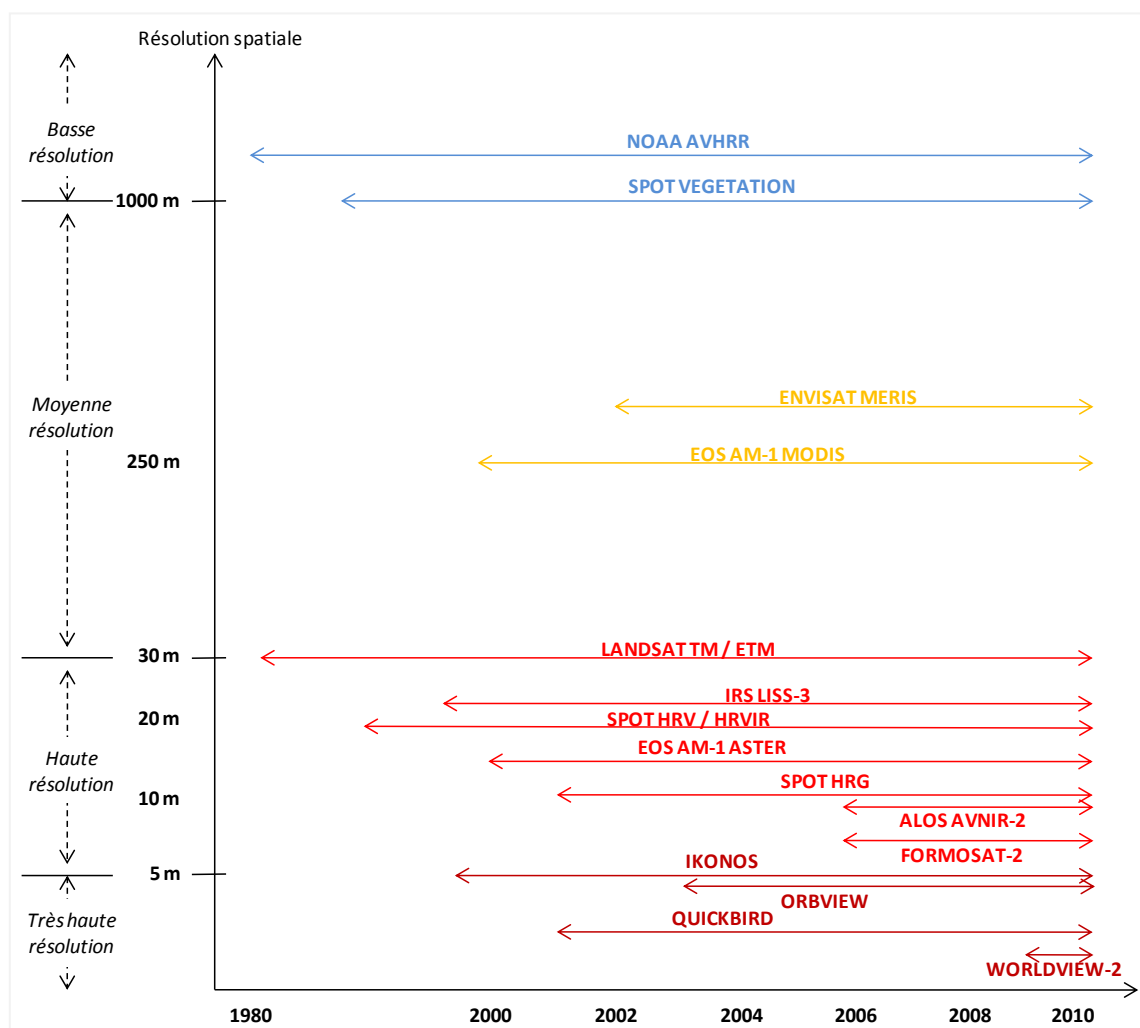


Figure 1-1. Principaux capteurs de la basse à la très haute résolution spatiale fournissant des images dans le domaine du visible et de l'infrarouge.

- La diversité des types de changements recherchés.

Les dynamiques de végétation se traduisent par plusieurs types de changements : variation dans la composition des espèces, modification du taux de couvert végétal et/ou de biomasse verte produite annuellement. (Dougherty M. et al. 2004; Kennedy R.E. et al. 2007) ont mis en évidence que les techniques basées sur l'analyse de série temporelle de valeurs continues d'indices de végétation (ou mesures dérivées) couvrant plusieurs années sont plus appropriées que celles reposant sur la comparaison de couple d'images. Elles permettent de mettre en évidence des changements à la fois dans la structure et dans l'activité du couvert végétal. Le principe repose sur le suivi des variations intra et inter annuelles d'indices de végétation (Bai Z.G. et al. 2005; Reed B.C. et al. 2003; Zhang X. et al. 2003). Cela impose d'utiliser des images satellitaires à haute répétitivité temporelle (NOAA-AVHRR, SPOT-VEGETATION, TERRA-MODIS, ENVISAT-MERIS).

- Le choix d'un indice de végétation comme données indirectes pour caractériser le couvert végétal.

Même si différents indices de végétation en télédétection sont développés spécifiquement pour mesurer certaines caractéristiques de couverts végétaux ou pour réduire des effets sols ou atmosphériques (Bannari A. et al. 1996), le NDVI reste le plus utilisé pour suivre l'état des couverts

végétaux, principalement pour sa capacité à représenter le niveau ou l'intensité de l'activité végétale dont les variations intra et inter annuelles peuvent traduire des situations de stress de la végétation ou de recouvrement (Glenn E.P. et al. 2008).

- Le pas de temps pour observer la dynamique de végétation des savanes.

Le pas de temps dépend des évolutions du couvert végétal observées sur les savanes (régressive, progressive ou stable) qui, en règle générale, sont lentes. Il est estimé à dix ans ou plus. Cependant, il peut être modifié (plus court ou plus long) selon l'intensité de facteurs de perturbation tels que la sécheresse, le feu ou les herbivores. Dans tous les cas, il est admis qu'il convient de travailler sur la période la plus longue possible.

- L'hétérogénéité spatiale de la structure de la végétation des savanes.

Parmi les images satellitaires à haute répétitivité temporelle, (Ehrlich D. et al. 1997) ont montré que celles à basse résolution spatiale (≥ 1 km) ne permettent pas de caractériser suffisamment l'hétérogénéité spatiale de la structure de la végétation des savanes (pixels mixtes herbes-arbres) rendant difficile l'interprétation des changements observés. De plus, les relations établies « entre feu et dynamique de végétation » avec ces données sont faibles : ce résultat peut indiquer soit une absence de corrélation spatiale, soit la présence dans un même pixel de corrélations négatives et positives qui se neutralisent, ce qui ne permet pas de tirer des conclusions.

Compte-tenu de la variabilité des pas de temps auxquels peuvent s'observer les différents types de changements traduisant des dynamiques de végétation des savanes, il convient d'utiliser une série d'images satellitaires à haute répétitivité temporelle la plus longue possible. En outre, la grande hétérogénéité spatiale de la structure des savanes nécessite d'utiliser, parmi les images à haute répétitivité temporelle celles présentant la résolution spatiale la plus fine dans les bandes spectrales requises pour la mesure du NDVI.

En conclusion à ces deux paragraphes, les images satellitaires à moyenne résolution spatiale représentent un bon compromis (Bowman D.M.J.S. et al. 2003). Elles présentent une résolution spectrale permettant d'utiliser des indices de végétation, une haute répétitivité temporelle tout en proposant une taille de pixel intermédiaire entre haute et basse résolution spatiale.

1.4.4 Choix du capteur MODIS

Les séries temporelles d'images de télédétection à moyenne résolution spatiale exploitées dans ce travail sont issues du capteur MODIS, embarqué sur les deux plateformes TERRA et ACQUA, mises en orbite respectivement en 1999 et 2002.

Le choix du capteur MODIS a été motivé par quatre raisons : 1) la disponibilité et la facilité d'accès à la donnée (les données du capteur MERIS présentent un accès restreint à l'heure actuelle), 2) la capacité de couverture journalière de grandes étendues, 3) la résolution spatiale de 250 m la plus fine parmi l'offre en imagerie pour cette gamme de résolution spatiale et 4) le recul temporel des données (disponibles depuis février 2000).

La disponibilité d'une série temporelle de données depuis février 2000 offre la possibilité de tester le potentiel des images MODIS à mesurer à la fois le régime des feux et la dynamique de végétation à l'échelle d'un écosystème de savane, sur la même période et avec une même résolution spatiale.

1.5 Choix du site d'étude et spécificités

Le choix du site d'étude s'est fait parmi ceux étudiés dans le cadre du Programme de Lutte Anti-Erosive (PLAE) à Madagascar, présenté en préambule de ce travail. Le bassin versant de Marovoay est le premier site sélectionné sur l'île par le PLAE pour mettre en place ses actions de lutte anti-érosive en 1998. Par conséquent, il existe un grand nombre de références utiles pour le traitement des images satellitaires. Dans ce paragraphe, nous présentons les particularités des savanes à Madagascar. Elles contribuent à offrir des conditions originales pour les développements méthodologiques en télédétection proposés dans ce travail.

1.5.1 Des savanes dégradées

L'île de Madagascar, située en zone tropicale, présente une diversité climatique liée à sa situation géographique et à son relief montagneux. Cette variété des conditions naturelles conditionne la répartition des différentes formations végétales (Figure 1-2). Le versant est, chaud et pluvieux toute l'année, abrite une forêt dense pluviale, primitive et secondaire qui justifie le qualificatif d'une île « verte » (Blanc-Pamard C. and Ramiarantsoa H.R. 2003). Sur les hautes terres centrales (transition bioclimatique entre l'est et l'ouest), des formations secondaires de graminées forment la savane steppique de *bozaka*. Sur le versant ouest, où la saison sèche est très marquée, une savane herbeuse et arborée prédomine. Elle couvre 80% du territoire (Koechlin J. 1993; Pomel S. and Salomon J.N. 1998). Les savanes de l'ouest de Madagascar se différencient de leur homologue sub-sahélienne par un couvert végétal beaucoup moins dense, même en présence d'arbustes, avec un taux de recouvrement global pouvant varier de 50 % à 10 %. Cet état du couvert végétal résulte de l'augmentation de la pression anthropique sur les savanes quasiment partout associées à des activités d'élevage et qui se manifeste par une intensification de l'usage des feux.

1.5.2 Un usage des feux intense et non contrôlé

Selon (Kull C.A. 2000), 25% à 50% des zones non forestières et non cultivées brûlent chaque année pendant toute la saison sèche. Les estimations de surfaces de savanes brûlées varient néanmoins énormément selon les sources : de 435000 ha par an (Langrand O. and Wilme L. 1995) à 650000 ha par an (Rakotoarijaona J.R. 2004).

Ces chiffres traduisent une pratique courante de l'utilisation du feu, omniprésente dans la culture malgache. En effet, les feux servent à de nombreuses fonctions dont (Kull C.A. 2002) propose un recensement (Tableau 1-1) : maintien des zones de pâturages à l'état de savane herbeuse, culture sur brûlis (*tavy*), nettoyage des résidus de cultures, production de charbon, appropriation de la terre, moyen de contestation politique, jeu, criminalité, accident. L'ordre d'énumération respecte l'importance des surfaces touchées par les feux à Madagascar. Il est susceptible d'être modifié dans certaines régions de l'île (Minten B. and Moser C. 2003). Mais les feux de pâturage en savane sont les plus répandus à Madagascar et les plus importants en termes de surface affectée : 90 à 97% de la superficie brûlée annuelle (Madhow A. et al. 1994). L'étendue de ces feux s'explique par leur aspect incontrôlable surtout lorsqu'ils surviennent en fin de saison sèche alors que le couvert végétal est complètement desséché. De grands feux destructeurs arrivent chaque année, couvrant près d'un million d'hectares à Madagascar (Kull C.A. 2000).

Cette utilisation chaotique du feu est le résultat d'un abandon des systèmes traditionnels d'utilisation des terres, corrélé à une politique prohibitive très sévère du feu par les autorités coloniales et actuelles (Bloesch U. 1999).

Tableau 1-1. Recensement des causes d'utilisation du feu à Madagascar.

Secteur	But	Commentaires
Elevage	Maintenance des pâturages	Combattre l'embroussaillage
	Contrôle des parasites	Contrôler les tiques et moustiques
	Surveillance du troupeau	Faciliter l'observation et les déplacements des animaux
		Améliorer l'appétence de l'herbe
Cultures	Préparation des parcelles	Faciliter le labour
	Mouvements de terrain	Augmenter l'érosion pour fertiliser les parcelles en contrebas
		Augmenter le ruissellement pour améliorer l'irrigation en contrebas
	Nettoyage des infrastructures d'irrigation	Nettoyer les canaux d'irrigation
Autres	Prévention et contrôle par des feux précoces dans la saison sèche	Ecarter les rats et oiseaux qui nichent dans les canaux
		Protéger la strate ligneuse, utilisée en bois de chauffe
	Ravageurs	Créer des coupe-feux pour limiter les feux destructeurs de fin de saison sèche
		Eloigner les sauterelles
	Gestion du bois et de l'énergie	Contrôler les populations de rats
		Produire du bois mort utilisé comme bois de chauffe et de cuisine
	Déplacements	Entretenir les voies de transports et les chemins
	Nettoyage du sol	Mettre à nu les sols pour la recherche de minerais précieux
		Découvrir les tubercules comestibles
	Cérémonies, spectacles	Utiliser comme feux d'artifice, d'amusements
	Criminel	Masquer les traces lors de vols de troupeaux
	Politique	Exprimer un mécontentement

1.5.3 Des dynamiques de végétation accélérées

Nous avons établi un schéma de la dynamique naturelle de végétation des savanes observées dans l'Ouest de Madagascar à partir de la synthèse de plusieurs travaux (Bloesch U. 1999; Morat P. 1973; Perrier de la Bathie H. 1921; Roger E. 1986). Elles se caractérisent par une succession de formations végétales : les savanes herbacées, présentes sur des sols riches en matières organiques et dominées par *Hyparrhénia cymbaria* et *Hyparrhenia rufa*, constituant des milieux ouverts, se ferment progressivement par le développement d'une strate ligneuse avec *Sarcobothrytra* au détriment de la strate herbacée (savanes arbustives et arborées) pour évoluer jusqu'à des formations arborées reconstituant des îlots de forêts secondaires caractérisées par *Dalbergia*, *Albizia* et *Tamarindus indica* (Figure 1-2). Cette évolution est qualifiée de progressive. Elle est susceptible de s'observer à l'échelle d'au moins une décennie mais peut être plus rapide selon les conditions du milieu : disponibilité en eau (Eagleson P.S. and Segarra R.I. 1985) et structure et richesse en matières organiques des sols (Skarpe C. 1992).

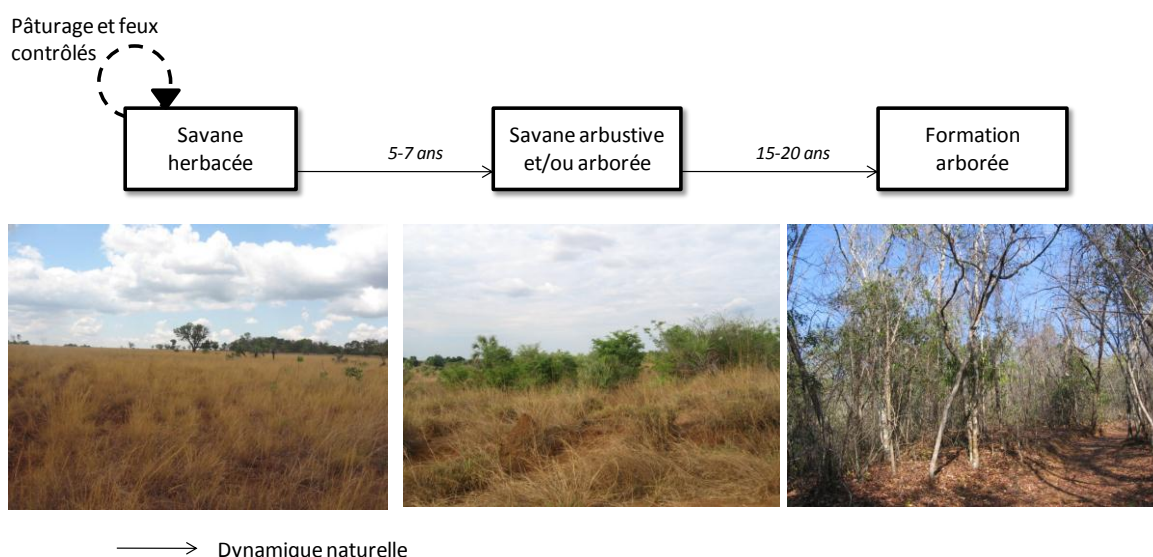


Figure 1-2. Dynamique naturelle de végétation des savanes de l'Ouest de Madagascar (Photo EI Purpan).

Cette dynamique naturelle de végétation des savanes se trouve modifiée sous l'effet de facteurs environnementaux associés à l'utilisation de cet écosystème pour l'élevage des zébus : rôle des herbivores (Skarpe C. 1992) et du feu (Scholes R.J. and Walker B.H. 1993).

Le cycle saisonnier des précipitations conditionne les périodes où les savanes sont pâturées par les troupeaux de zébus. En saison pluvieuse, les zébus occupent les savanes de *tanety* et le sommet des collines. C'est le moment de la culture pluviale sur les bas de pente et les bas fonds. Les vallées sont trop humides ou boueuses pour que le bétail y reste. En revanche, les herbes des *tanety* sont vertes, l'eau est disponible dans les savanes. Les besoins du bétail en ressource en herbe sont bien couverts. En saison sèche, les zébus occupent les bas fonds pour profiter des résidus de récolte et des herbes encore vertes. Les herbes des savanes de *tanety* sont en phase de sénescence et de lignification. L'eau devient rare dans les savanes. C'est le moment consacré à l'amélioration des pâturages, à la régénération de la ressource en herbe par l'action du feu. Mais, pendant cette période, la nourriture disponible dans les bas fonds ne couvre pas les besoins des troupeaux de zébus. C'est pourquoi, très souvent, les éleveurs font brouter les jeunes repousses d'herbes des savanes qui apparaissent suite au passage du feu, sans laisser le temps au pâturage de se régénérer (Figure 1-3).



Figure 1-3. Jeunes repousses d'herbes dans les savanes après passage d'un feu en début de saison sèche (Photo EI Purpan).

Une évolution régressive des savanes peut alors être observée (Figure 1-4). Elle résulte de la combinaison de l'augmentation de l'intensité de pâturage avec un broutage sélectif et d'un usage inadéquat des feux. Cette évolution se traduit par une diminution du taux de couvert végétal et de production de biomasse verte qui s'accompagne d'une modification des espèces composant la strate herbacée des savanes, avec une disparition progressive d'*Hyparrhénia rufa* et *Hyparrhénia cymbaria* au profit successivement d'*Hétéropogon contortus*, d'*Imperata cylindrica* et, en final, d'*Aristida* caractéristiques des formations steppiques (Anon 1996; Bloesch U. 1999; Granier P. 1965; Roger E. 1986). Elle est plus ou moins rapide selon l'intensité des facteurs de pression. Elle est susceptible de s'observer à une échelle inférieure à 10 ans même dans les zones peu densément peuplées (Sefe 1996).

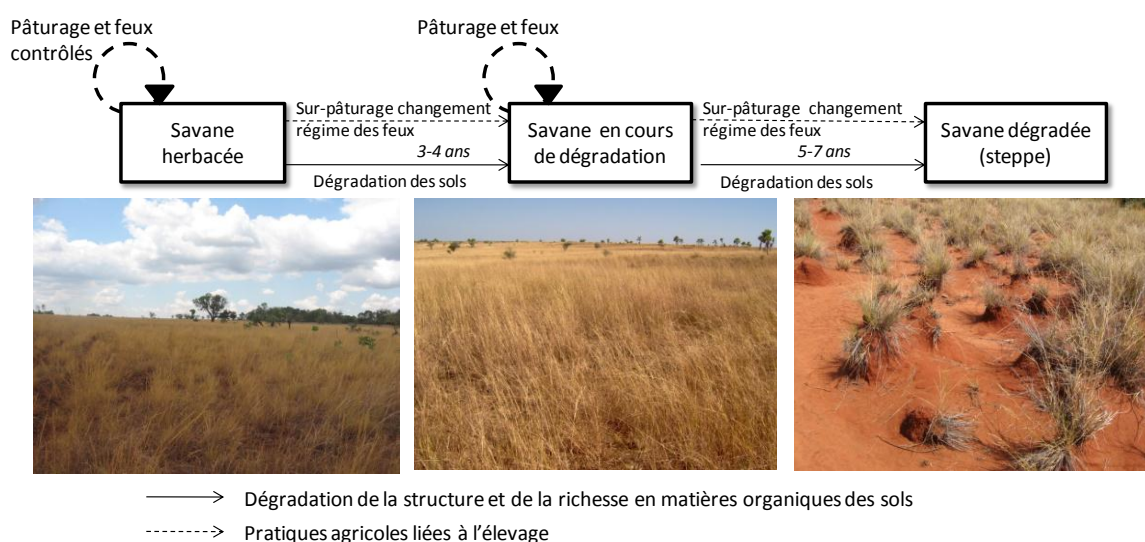


Figure 1-4. Dynamique régressive de végétation des savanes à Madagascar sous l'effet des feux et de l'élevage (Photo EI Purpan).

L'Ile est touchée depuis des siècles par la dégradation des terres principalement du fait de la culture sur brûlis pratiquée plus ou moins intensément par les cultivateurs et les éleveurs (Dewar R. 1989; Ramiarantsoa H.R. 1995). Cela se traduit par des paysages de collines aux sommets rouges et des rivières chargées en terres, justifiant le nom d'une « île rouge » (Gauthier E.F. 1902). Cependant, dans un contexte de forte croissance démographique, la pression sur les ressources naturelles augmente. Cela se traduit par une intensification de l'usage du feu et du pâturage dans les savanes (Kull C.A. 2002). L'équilibre herbes-arbres est perturbé dans le sens d'une évolution régressive rapide des savanes vers les steppes. La dégradation des terres se trouve amplifiée. Sur plus de 80% de la superficie de l'île, le couvert végétal ne remplit plus son rôle de protection contre les divers facteurs d'érosion (Madhow A. et al. 1994). Selon Herivololona Ralalarimanana (Ministère de l'Environnement et des Forêts), « les deux tiers du pays sont actuellement concernés par le phénomène de dégradation » (Rakotoseheno N.H. 2009). Avec un taux de déforestation maintenu à 1 % par an, il ne resterait dans cent ans que les forêts situées dans les réserves (Sahler K. 2005). A l'échelle des bassins versants de production rizicole, la conservation du couvert herbacé des savanes a un effet direct sur la conservation des périmètres irrigués situés en aval. La dégradation de ce couvert végétal augmente le risque d'érosion des sols avec des impacts sur la conservation des infrastructures agricoles (ensablement, envasement des canaux d'irrigation) et sur le potentiel productif des parcelles cultivées (jusqu'à 80% de diminution de la production rizicole observée sur une période de 10 ans) (Madhow A. et al. 1994). A cette échelle d'analyse, l'intensité observée dans l'utilisation du feu pousse à considérer ce facteur comme le plus important dans l'explication des évolutions des savanes observées sur des pas de temps très courts (inférieur à une décennie).

Enfin, la troisième évolution des savanes correspond à une situation de stabilité de ces milieux. Dans ce dernier cas, les savanes se caractérisent par un milieu herbacé plus ou moins arboré maintenu en équilibre sous l'effet des activités anthropiques (intensité de pâturage et d'usage des feux). La

végétation a atteint la biomasse maximale que peut produire le substrat et ne peut plus évoluer vers la régénération forestière. Cette évolution se traduit par un taux de couvert végétal et de biomasse verte produite stable.

1.6 Objectifs et structure de la thèse

Compte-tenu des spécificités des savanes de Madagascar, présentées dans le paragraphe précédent, deux objectifs méthodologiques de traitement des séries temporelles d'images satellitaires à moyenne résolution spatiale sont apparus, l'un concernant la caractérisation du régime des feux et l'autre la caractérisation de la dynamique de végétation.

- **Objectif 1 : Caractériser le régime des feux dans les savanes à travers le suivi des surfaces brûlées annuellement.**

Actuellement, il n'existe pas de consensus pour déterminer la méthodologie la plus appropriée pour la cartographie des surfaces brûlées de savane à l'échelle des savanes (Eva H. and Lambin E.F. 1998; Fuller D.O. 2000; Trigg S. and Flasse S. 2000).

Le domaine de la cartographie des surfaces brûlées, à partir de série temporelle d'images satellitaires à moyenne résolution spatiale, peut être divisé en quatre axes de recherche : **Axe 1) la sélection et les prétraitements des images satellitaires**, ce qui inclut l'étude de la relation entre la résolution spatiale des images satellitaires utilisées et les caractéristiques des tâches de brûlé (taille et distribution spatiale), **Axe 2) la signature spectrale des surfaces brûlées**, **Axe 3) la méthode de cartographie des surfaces brûlées** et **Axe 4) l'estimation de la surface brûlée et de l'intensité du feu à l'intérieur du pixel.**

Dans ce travail, les développements méthodologiques ont été concentrés principalement sur les axes 2) et 3) et sont exposés dans le chapitre 3. D'une part, les savanes de Madagascar se distinguent par un taux de recouvrement de la végétation faible. Il est intéressant alors de mesurer si les indices spectraux développés spécifiquement pour identifier les surfaces brûlées donnent de bons résultats dans ces milieux (Axe 2). En outre, il existe différentes méthodes pour cartographier les surfaces brûlées à partir de série d'images satellitaires MRS (Axe 3). Depuis une dizaine d'années, différents algorithmes ont été testés pour cartographier les zones brûlées à partir de données de télédétection (Barbosa P.M. et al. 1999; Roy D.P. et al. 2002). Ils reposent sur des techniques de classification supervisée (Henry M.C. 2008; Quintano C. et al. 2006), de seuillage (Salvador R. et al. 2000) ou de combinaison entre photo-interprétation assistée par ordinateur et classification non supervisée (Bowman D.M.J.S. et al. 2003). Ces algorithmes s'appuient sur le contraste spectral entre les surfaces non brûlées et brûlées. A ce niveau, on distingue deux approches de détection des changements « uni-temporelle » et « multi-temporelle ».

- L'approche dite « uni-temporelle ».

Elle est uniquement basée sur une image de référence postérieure à l'événement feu (Laris P. S. 2005). Un pixel est identifié comme brûlé par comparaison de sa réponse spectrale avec celle d'un pixel voisin non brûlé.

- L'approche dite « multi-temporelle ».

Elle se base sur l'utilisation d'une série d'images antérieure et postérieure au passage du feu (Barbosa P.M. et al. 1999; Eva H. and Lambin E.F. 1998; Roy D.P. et al. 1999). Pour un même pixel, on mesure la différence de valeurs d'un indice spectral (ou d'une bande spectrale) entre deux dates consécutives d'une série temporelle d'images et en seuillant l'image résultante. Cette opération est reproduite autant de fois qu'il existe de couples d'images dans une année. Les résultats sont ensuite combinés pour obtenir une cartographie des surfaces brûlées sur l'ensemble de l'année. Pour les couverts forestiers, deux images acquises à la même période mais à un an d'intervalle peuvent être utilisées (Loboda T. et al. 2007). Pour les savanes, la détection d'une surface brûlée doit se baser sur la mesure de réflectance entre deux dates de la même année. En début de saison des feux (début de saison sèche), la détection

des surfaces brûlées est de bonne qualité. En revanche, plus la végétation s'assèche pendant la saison, plus la valeur de réflectance diminue et plus la différence de réponse spectrale entre savane brûlée et non brûlée se rétrécit. Les risques de confusion augmentent. Aussi, lorsque l'on veut obtenir une cartographie des surfaces brûlées annuelles, cette variabilité intra-annuelle de la réponse spectrale de la végétation doit être prise en compte.

L'utilisation d'images satellitaires à moyenne et basse résolution spatiale, comme NOAA-AVHRR, SPOT-VEGETATION, TERRA/ACQUA MODIS, constitue un bon moyen pour identifier et suivre les surfaces brûlées (Cao X. et al. 2009; Eva H. and Lambin E.F. 1998; Graetz R.D. et al. 2003; Merino-de-Miguela S. et al. 2010; Roy D.P. et al. 2005; Stroppiana D. et al. 2002). Cependant, à l'échelle des écosystèmes, les méthodes proposées se heurtent très souvent aux spécificités du couvert végétal (Laris P. S. 2005; Loboda T. et al. 2007). (Chuvieco E. et al. 2002) évoquent plusieurs raisons à cela parmi lesquelles deux ont retenu notre attention : 1) les méthodes uni-temporelles, basées sur la classification d'une image post-feu, ne sont pas adaptées pour identifier correctement les surfaces brûlées dans les écosystèmes à couvert végétal épars du fait de la confusion entre sol nu et cendres, et 2) dans les approches multi-temporelles, comme la différence de signatures spectrales d'un pixel entre deux dates est seuillée pour distinguer les pixels pour lesquels cette différence traduit un assèchement de la végétation des pixels effectivement brûlés, la qualité des résultats varient selon l'efficacité des méthodes de seuillage utilisées.

Notre objectif consiste donc à proposer une méthode de caractérisation du régime des feux, adaptée aux écosystèmes de savane présents à Madagascar et à l'échelle de notre site d'étude, en utilisant une série temporelle d'images MODIS. Le résultat doit permettre de fournir une information sur les surfaces brûlées de savane à une échelle venant en complémentarité d'autres produits MODIS adaptés à l'échelle du pays : le produit MODIS Surfaces Brûlées (MCD45) bien adapté au suivi des surfaces brûlées pour des échelles globale, continentale ou nationale (Roy D.P. et al. 2008) et le système opérationnel de suivi des feux actifs « Système d'Alerte Feu » (FIRMS), développés par l'Université du Maryland et la NASA pour le suivi des feux dans les aires protégées et couvrant l'île de Madagascar (Davies D.K. et al. 2009).

▪ **Objectif 2 : Caractériser les dynamiques de végétation à travers le suivi de l'activité végétale des savanes.**

Le feu induit une modification de la structure de la végétation des savanes et de son fonctionnement qui se traduisent par :

- Des transformations dans la physionomie des savanes : modification de l'équilibre du système herbes-arbres avec une variation du taux de couvert végétal ;
- Des transformations de la composition en espèces des strates de végétation : sélection d'espèces pyrotolérantes ;
- Des perturbations dans le niveau de biomasse verte produite annuellement.

Dans une approche télédétection, toutes ces transformations ne s'observent pas à la même échelle. A l'échelle de la résolution spatiale des images à haute répétitivité temporelle, plusieurs études ont montré la capacité du NDVI à servir de données indirectes pour mesurer des variables biophysiques caractérisant l'état du couvert végétal (taux de couvert végétal, biomasse verte produite). L'analyse des variations intra et inter annuelles du NDVI permet de mesurer les changements relatifs à une modification de ces variables physiques.

Deux techniques de traitement de série d'images satellitaires à haute répétitivité temporelle se distinguent : 1) Les méthodes basées sur un indicateur phénologique traduisant l'activité végétale au cours d'une période du cycle de la végétation (Reed B.C. 2006; Reed B.C. et al. 1994) dont on analyse les variations inter annuelles et 2) Les méthodes basées sur la tendance d'indices de végétation extraite par une technique de décomposition temporelle (Fensholt R. et al. 2009; Verbesselt J. et al. 2009).

Ces méthodes ne s'opposent pas. Elles n'apportent pas la même information. Elles permettent de mesurer, toutes les deux, des changements d'état progressifs pour un type de couvert végétal en isolant

des tendances sur le NDVI ou des mesures dérivées (Kennedy R.E. et al. 2009). Cependant, pour l'une, on analyse la tendance d'une donnée discrète, intégrant une partie du cycle phénologique, alors que pour l'autre, la tendance est mesurée sur une donnée continue intégrant tout le cycle phénologique. Les résultats mettent en évidence des changements, ou pas, significatifs dans l'évolution du NDVI (ou mesures dérivées) que l'on interprète par rapport aux variables biophysiques étudiées. (Bai Z.G. et al. 2008b) ont montré que la tendance à long terme de la somme des NDVI annuels mesurés sur une série temporelle d'images NOAA-AVHRR constituait une information pertinente pour détecter des zones où des changements significatifs dans l'activité végétale se produisent. (Verbesselt J. et al. 2009) sont arrivés à la même conclusion mais en utilisant la tendance du NDVI par décomposition temporelle d'une série d'images MODIS. Toutefois, aucune étude ne permet pas actuellement d'avancer qu'une méthode est plus adaptée que l'autre pour caractériser la dynamique de végétation en lien avec le facteur feu.

Un des problèmes qui persiste réside dans la difficulté d'évaluer les résultats obtenus par le traitement de la série temporelle d'images à moyenne résolution spatiale (Kennedy R.E. et al. 2009) : la qualité de l'information produite doit pouvoir être mesurée. Tout comme pour valider les surfaces brûlées, le lien est difficile à établir entre observations *in situ* et observations à l'échelle d'un pixel à moyenne résolution spatiale (Wulder M.A. and Franklin S.E. 2007). L'utilisation de cartes de changement produites à partir d'images à haute résolution spatiale peut être une alternative intéressante si 1) les images utilisées sont corrigées géométriquement et radiométriquement pour être comparables (Lunetta R.S. 1998), 2) l'analyse est réalisée entre deux dates d'images encadrant la période sur laquelle la tendance est mesurée (Wang Y. Q. et al. 2009) et 3) des données de terrain précises existent pour qualifier les classes de changement (Cohen W.B. and Fiorella M. 1998; Eva H. and Lambin E.F. 2000).

Notre objectif consiste à mettre en œuvre les deux techniques de traitement de série temporelle sur la série des NDVI-MODIS pour caractériser les dynamiques de végétation des savanes à Madagascar. Il s'agit d'essayer de déterminer laquelle des deux permettrait de produire l'information la plus adaptée pour étudier la relation « feu – dynamique de végétation ». Ce travail est présenté dans le chapitre 4. Il est décomposé en trois parties. Dans un premier temps, nous présentons les deux méthodes, puis nous les appliquons sur le site d'étude. Enfin, dans la troisième partie, nous présentons une démarche d'évaluation des classes de changements détectées sur la série temporelle des NDVI MODIS en les comparant avec celles obtenues d'après deux méthodes d'analyse de changement réalisées à partir d'images HRS (comparaison de deux classifications du couvert végétal des savanes et classification de différences de NDVI). Le résultat de ce chapitre permet de fournir une information concernant la dynamique de végétation des savanes observée sur le même pas de temps que la caractérisation du régime des feux pour pouvoir étudier leur relation.

Dans le chapitre 2, nous présentons le site d'étude et les données utilisées pour répondre aux objectifs précédemment définis, en particulier les images MRS. Les informations produites à partir d'images satellitaires à HRS sont considérées comme des références. Elles servent à la préparation des données, à la calibration des méthodes de traitement des séries temporelles d'images à MRS et à l'évaluation des résultats.

Les résultats obtenus par l'application sur le site d'étude des méthodes présentées dans les chapitres 3 et 4 servent ensuite de données d'entrée pour l'analyse des relations entre les modes d'usage du feu et les dynamiques du couvert végétal des savanes sur ce site, présentée dans le chapitre 5. La conclusion est consacrée aux bilans du travail réalisé :

- Sur le potentiel des séries temporelles d'images MODIS à répondre aux objectifs fixés ;
- Sur la contribution apportée par la démarche choisie dans l'amélioration des connaissances sur la relation « feu - dynamique de végétation » dans les savanes de Madagascar.

Deuxième partie

**Méthodes de traitement des séries
temporelles MODIS**

CHAPITRE 2 - SITE D'ETUDE ET DONNEES

Introduction

Plus d'un million d'hectares, soit 40% des terres agricoles productives à Madagascar, sont des périmètres irrigués. Chaque année, 10 000 hectares de rizières sont ensablés, représentant une perte de 20 000 tonnes de *paddy* (graine du riz avant qu'elle ne soit décortiquée pour la consommation). Les causes de cette érosion sont attribuées à une intensification des pratiques agricoles et une augmentation des terres mises en culture à la périphérie de ces périmètres irrigués. Dans les zones d'élevage, l'augmentation de la charge de pâturage et la modification du régime des feux entraînent une dégradation de la couverture végétale dans les savanes, qui par conséquent ne protègent plus les sols des phénomènes érosifs.

Située dans la province de Mahajanga, sur la côte nord-ouest de l'Ile, la plaine de Marovoay constitue un exemple représentatif de la situation de détérioration du potentiel productif des rizières dans laquelle se trouve la grande majorité des périmètres irrigués de Madagascar. Les pressions sur les savanes entourant la plaine y sont très fortes. Dans ce chapitre, nous commençons par présenter les caractéristiques du site d'étude. Nous décrivons ensuite les données mobilisées pour répondre aux objectifs de la thèse.

2.1 Le bassin versant de Marovoay

2.1.1 Localisation et climat

Le bassin versant de Marovoay est la deuxième région productrice de riz de Madagascar, après la région du Lac Alaotra. Il est situé au nord-ouest de l'île (16.11°S, 46.64°E), à 200 km de Mahajanga (Figure 2-1). Sur ce site partagé en deux par le fleuve Betsiboka, les écosystèmes de savane et forêt, entourant une plaine rizicole, couvrent 126 000 ha soit un peu plus de 80 % de la surface totale du bassin versant, les savanes étant dominantes sur la forêt.

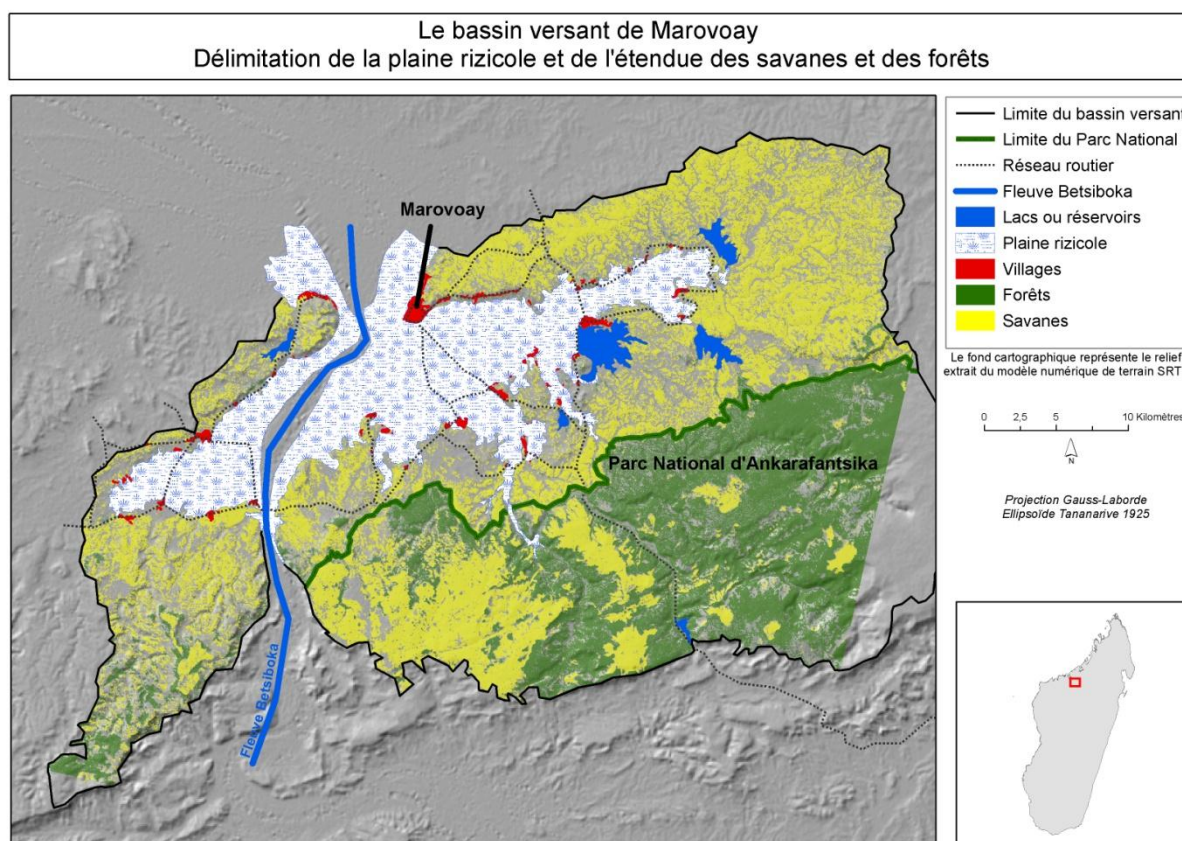


Figure 2-1. Localisation de la zone d'étude sur l'Ile (à droite) et délimitation de la plaine rizicole et de l'étendue des savanes et des forêts (à gauche).

Le bassin versant de Marovoay est classé dans une zone bioclimatique sub-humide chaude (Koechlin J. et al. 1974). Le climat est influencé par la mousson du nord-ouest (pluviométrie moyenne annuelle autour de 1300 à 1400 mm) avec une longue saison sèche entre avril et octobre et une saison humide entre novembre et mars. La température moyenne annuelle est de 27°C (Randriamihaingo L.H. 2004) (Figure 2-2).

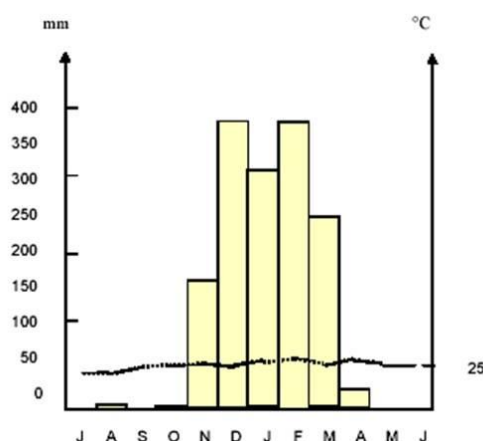


Figure 2-2. Diagramme ombrothermique réalisé à partir des moyennes mensuelles relevées à la station météorologique de Marovoay pendant la période 2000-2009.

Pour caractériser les conditions climatiques au cours de la période couverte par la série temporelle des images MODIS, nous disposons sur le site d'étude d'une seule station météorologique localisée au village de Marovoay, donc située sur les bords du fleuve Betsiboka dans la plaine (Figure 2-1). Les données relevées sont les précipitations journalières à partir desquelles des cumuls mensuels et sur

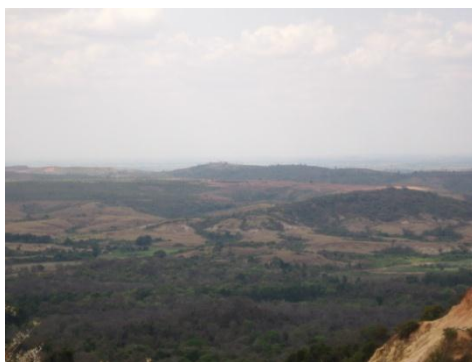
toute la saison des pluies sont réalisés. Les précipitations cumulées pendant la saison des pluies sont relativement stables avec une moyenne de 1322 mm (+/- 120 mm).

2.1.2 Relief et type de sol

La plaine centrale est caractérisée par des sols hydromorphes. Elle est encaissée dans un relief de cuestas (les *tanetys*) au Nord, à l'Est et à l'Ouest, avec une altitude moyenne de 300 m. Ces zones sont formées de sols ferrugineux tropicaux lessivés très sableux (substrat gréseux du Crétacé fortement altéré) de couleur roux et fortement érodables (Raunet M. 1997) et de sols minéraux bruts d'érosion pour les parties les plus dégradées. Sur la rive droite de la Bestiboka, au sud, on trouve un plateau caractérisé par des sols ferrugineux tropicaux lessivés et peu lessivés.



Plaine rizicole



Tanetys



Plateau

Figure 2-3. Principaux types de reliefs observés sur le bassin versant de Marovoay (Photo : El Purpan).

2.1.3 Les formations végétales naturelles

La végétation est constituée de savanes, plus ou moins dégradées, et de formations arbustives ou arborées fermées. Les savanes recouvrent toutes les zones de reliefs, sur les parties en pentes ou sommitales, et de plateaux. Les formations arborées se concentrent dans les bas-fonds. Cependant, dans les dépressions où l'érosion a apporté argile et éléments nutritifs, les sols sont plus fertiles et les formations végétales naturelles ont été remplacées par des cultures vivrières. Sur la rive droite de la Betsiboka, au sud, en bordure des savanes, se trouve une zone forestière située sur un large plateau calcaire du Jurassique : la forêt d'Ankarafantsika est intégrée dans un parc national et protégée en raison de sa richesse faunistique et floristique. Il s'agit d'une forêt dense sèche caducifoliée et originelle représentant le climax de la zone Ouest de Madagascar (Koechlin J. 1993).

Les savanes se caractérisent par une structure très hétérogène. Deux types se distinguent :

- La savane dégradée (ou steppe) : elle présente un couvert végétal éparse dominée par *Aristida* et *Heteropogon contortus*, des espèces indicatrices d'une forte dégradation des sols.
- La savane herbacée : elle est dominée par une strate herbacée composée par *Andropogon* et *Hyparrhenia*, deux espèces qui indiquent un niveau moindre de dégradation des sols, et une strate ligneuse composée par *Anacardium*, *Dalbergia*, et *Ziziphus Jujuba*.

Ces savanes de faible richesse spécifique constitueraient une végétation secondaire assez récente (Bloesch U. 1999). Leur actuelle répartition spatiale serait étroitement liée aux activités d'élevage (Koechlin J. 1993). Leur cycle phénologique est influencé par l'alternance saison des pluies et saison sèche.

2.1.4 Le feu

La région de Marovoay est représentative de la situation générale d'utilisation du feu observée dans la région ouest de Madagascar : actuellement, plus de 95% des feux sont d'origine anthropique (Bloesch U. 1999). L'entretien des pâturages, la culture sur brûlis et le nettoyage des parcelles agricoles constituent les trois pratiques les plus courantes à Marovoay.

Les feux sont observés tout au long de la saison sèche. Cependant, les dates de début et de fin de la saison des feux doivent être ajustées en fonction de la localisation géographique du site d'étude. Pour cela, nous avons utilisé les données du produit MODIS « feux actifs » (MOD14A1 - <http://modis-fire.umd.edu>), disponible sur l'année 2006. Chaque image correspond à une synthèse à 8 jours des feux détectés à partir de l'analyse des images journalières de Réflectance de Surface. Chaque pixel de 1 km contient une information sur la présence ou non d'un feu actif et le jour de détection du feu. La méthode de détection des feux utilise un algorithme contextuel basé sur la réponse spécifique des feux dans les longueurs d'ondes du moyen infrarouge et du thermique. La première étape consiste à identifier les pixels potentiellement affectés par un feu d'après l'analyse de leur réponse spectrale dans différentes bandes. Ces pixels sont ensuite classés comme pixels avec feu ou sans feu en fonction des résultats de la comparaison de leurs caractéristiques spectrales avec celles des pixels voisins (Giglio L. et al. 2003).

La figure 2-4 représente la distribution des feux détectés entre le 1^{er} mars et le 1^{er} décembre 2006 sur le site d'étude. Nous avons estimé les dates de début et fin de saison des feux à partir respectivement de 5% et 95% de feux actifs détectés dans l'année, comme le préconise (Dwyer E. et al. 1999). La date de début de saison des feux correspond à début avril et la date de fin à fin octobre, ce qui coïncide avec les dates de la saison sèche observée sur le bassin versant.

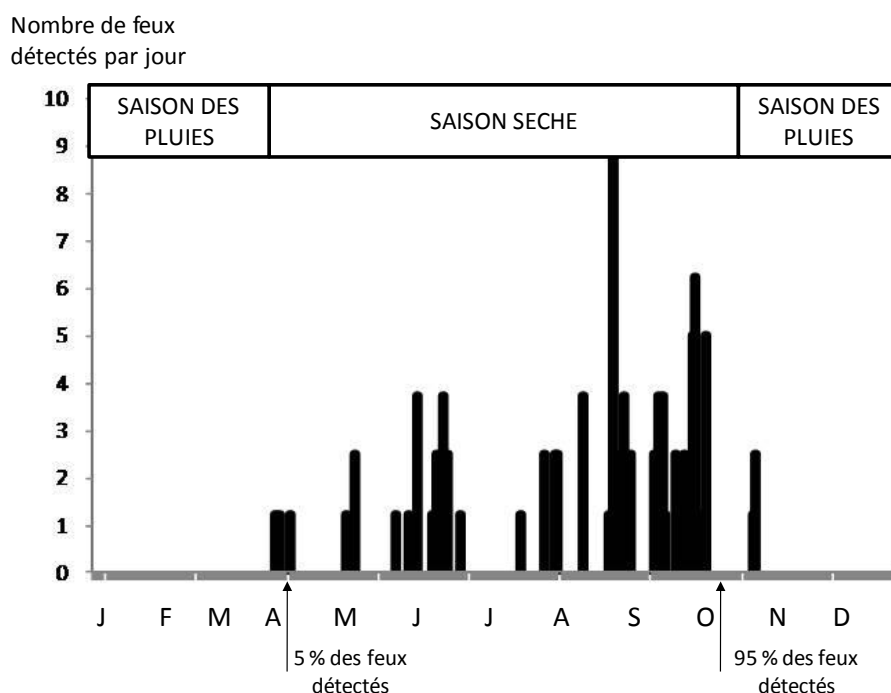


Figure 2-4. Nombre de feux actifs détectés par jour à partir des données MODIS (MOD14A1) entre le 1^{er} mars et le 1^{er} décembre 2006 sur le bassin versant de Marovoay.

Selon leurs fonctions, les feux sont utilisés à des périodes spécifiques de la saison sèche et affectent un couvert végétal plus ou moins desséché. Les feux précoces, intermédiaires et tardifs correspondent aux feux survenant respectivement entre les mois d'avril et juin, entre les mois de juillet et août et entre les mois de septembre et octobre.

Enfin, le régime des feux sur le site d'étude est commun à ceux observés dans les savanes tropicales : il se caractérise dans le paysage par une « mosaïque spatio-temporelle de surfaces brûlées » (Laris P.S. 2005) d'une grande hétérogénéité de taille.

2.1.5 L'agriculture

A Marovoay, 9 habitants sur 10 vivent de la culture du riz et quelques autres de l'élevage de zébus. Les activités agricoles sont un des principaux facteurs de pression sur l'environnement conduisant aux phénomènes érosifs observés sur le bassin versant. Dans ce paragraphe, nous présentons les principales caractéristiques de l'agriculture de cette zone.

2.1.5.1 Des petites unités de production au moyen limité

Les exploitations agricoles correspondent à de petites structures : 95 % des exploitations dispose de moins de 2 ha et sur les tanetys, 65,8 % des exploitations disposent de moins de 0,25 ha. Ces exploitations sont destinées à faire vivre en moyenne 5 personnes avec des moyens limités. Les seuls matériels disponibles sont les charrues (15,5 % des exploitants sont propriétaire d'une charrue, 42,2 % y ont recours pour la préparation des sols, labourés dans 85% des cas), charrettes (20,8 % des exploitants), herse (87,6 %) et pirogues. La main d'œuvre disponible est limitée avec 60,8 % des chefs de ménage disposant de moins de 2 personnes et une moyenne de 0,72 /ha dans les rizières et de 0,42 sur les *tanetys*. Enfin, il existe une grande diversité ethnique dans cette région, avec des migrants originaires de toute l'Ile. Il en découle une forte hétérogénéité des coutumes et des pratiques de culture et d'élevage.

2.1.5.2 Des cultures très peu diversifiées et spatialement bien localisées

La culture de riz est la culture par excellence (86,7% des surfaces cultivées), avec trois situations distinctes d'après (Rafaranivomihamina Y. and Ralaifenomanana F.R. 2004) : rizières irriguées cultivées en contre saison après la crue de la Betsiboka (représentant 51,9 % des surfaces cultivées), rizières dans les zones exondées en saison des pluies (riz pluvial couvrant 17,8 % des surfaces cultivées) et riz de contre-saison dans les zones intermédiaires (13 % des surfaces cultivées). Les autres cultures réalisées sur *tanetys* (colline) et *baiboho* (terres fertiles de décrues) ne représentent que 17,3 % des surfaces et contrairement au riz qui est une culture de rapport, ces cultures sont avant tout des cultures d'autosubsistance. Face à l'augmentation de la population, les rendements dans la plaine (en culture très peu intensifiée) conduisent une partie de la population à se tourner vers les tanetys dont l'exploitation augmente progressivement. Ces cultures pluviales sont très peu diversifiées. La culture dominante y est le Manioc (38,2 % des surfaces pluviales), puis le Maïs (35,8 %, surtout sur les baibohos et les sols de tanetys sous recrus forestier) et l'Arachide (de 5% à 20 % selon la localisation sur le bassin versant). Ces cultures sont la plupart du temps en association : Manioc + Maïs ou Maïs + Arachide, avec parfois Manioc + Arachide. Elles sont semées au début de la saison des pluies en Novembre et généralement récoltées en début de saison sèche (Figure 2-5).

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Riz irrigué				S		Re			R	Feu		
Riz pluvial	S	Re		R		Feu						S
Riz de contre-saison		S		Re		R		Feu				
Maïs				R						Feu	S	
Manioc				R						Feu	S	
Arachide				R						Feu	S	

Figure 2-5. Calendrier agricole des principales cultures cultivées sur le bassin-versant de Marovoay (S = Semis – Re = Repiquage – R = Récolte – Feu = Feu de nettoyage des résidus).

2.1.5.3 Un statut foncier des terres sur les tanetys peu incitatif à la protection des sols

Si dans la plaine les individus peuvent être propriétaires avec une certaine sécurité, le nombre de métayers est important : plus de 30 % des surfaces. Le propriétaire fournit la terre, les semences et les frais nécessaires à la culture et paie la taxe pour l'irrigation. Le métayer réalise les travaux, cultive la terre et cède la moitié de la récolte au propriétaire.

Sur les tanetys, le mode de faire-valoir direct est la règle. Les titres de terres semblent peu fréquents et la sécurité foncière moins bien garantie que dans les rizières. Si les terres semblent en général domaniales, la gestion se fait au niveau de la communauté et un usage traditionnel est bien accepté.

2.1.5.4 Une activité d'élevage de zébus à deux niveaux

Sur le site d'étude, quasiment tous les paysans (92,3 %) possèdent des zébus. Cet animal est considéré comme un signe de richesse, qui constitue une forme d'épargne. La taille des troupeaux varie de 3 à 110 têtes avec une moyenne de 12,7 têtes. Cette estimation n'est pas forcément fiable car une grande partie des troupeaux est laissée en semi-liberté dans les savanes, ne permettant pas de connaître exactement le nombre de têtes.

Pour la grande majorité des paysans, l'élevage de zébus vient en complément de la culture du riz. Deux formes d'élevage sont observées :

- L'élevage au piquet (*mokononby*) : le paysan fait brouter les zébus dans la journée dans les savanes situées à proximité de ses parcelles agricoles. La nuit les animaux sont attachés à des piquets à côté de la maison. Cette forme d'élevage est plutôt utilisée par les paysans possédant quelques zébus dressés et réservés pour les travaux des champs (*savalaly*).
- La pseudo-stabulation : le paysan laisse pâturer les zébus la journée dans les savanes proches des villages avec un gardien. La nuit, le troupeau est parqué dans un enclos.

Les paysans dont les revenus de l'élevage des zébus sont dominants représentent 18,3 %. Ils sont considérés comme des éleveurs et pratiquent un élevage en semi-liberté (*omby malia*). Les zébus sont laissés sans gardiennage dans les savanes. Ces éleveurs ne sont pas répartis de manière homogène sur le territoire. Près d'un tiers sont localisés sur la rive gauche de la Betsiboka. Sur la rive droite, ils se concentrent sur la partie nord nord-est et sur la partie sud, avec seulement 10 % sur Marovoay.

Les données comme le nombre de têtes par unité de surface / par exploitation ou la localisation et la période de pâturages n'existent pas à l'échelle du bassin versant pour qu'on puisse étudier le rôle de la pression des zébus dans les dynamiques observées de végétation des savanes.

2.1.6 Une dégradation des sols généralisée

Dans les zones de savanes, les phénomènes de dégradation du couvert végétal sont généralisés. Ils augmentent la vulnérabilité des sols aux risques d'érosion, surtout pendant les mois de saison des pluies, caractérisés par des précipitations importantes et d'une forte intensité. Selon la nature des sols, ils se traduisent par la formation de ravines, de rivières de sable ou de *lavaka* (Figure 2-6). Cette dégradation des sols des savanes entraîne une perte de fertilité des terres dans la plaine rizicole de Marovoay (diminution du rendement de 2t/ha à 1t/ha en 10 ans) (Roubaud F. 1996). Devant cette situation préoccupante, le bassin versant de Marovoay est le premier site pilote d'un programme national de lutte anti-érosive (PLAE).



Ravines



Lavaka



Rivières de sable

Figure 2-6. Illustration des formes d'érosion des sols observées dans les savanes sur le bassin versant de Marovoay (Photo EI Purpan).

2.2 Les données

La base de données constituée comprend :

- Des séries temporelles d'images MODIS, présentées dans le premier paragraphe,
- Des données de référence, issues d'images satellitaires à haute résolution spatiale et d'observations de terrain (relevés sur la structure des savanes et sur les surfaces brûlées) que nous détaillons dans le second paragraphe.

2.2.1 Les données MODIS

Le tableau 2-1 présente les principales caractéristiques du capteur MODIS.

Tableau 2-1. Caractéristiques du capteur MODIS (Source : MODIS website).

<u>Paramètres d'orbite</u>	
Orbite	Héliosynchrone, quasi-polaire, circulaire
Altitude	705 km
Cycle orbitale	Journalier (tous les deux jours vers l'équateur)
Intersection avec l'équateur	Descendant (TERRA) Ascendant (ACQUA)
Heure	10h30 13h30
Largeur de visée	2330 km
<u>Caractéristiques du capteur</u>	
Nombre bandes spectrales	36
Résolution spatiale	250 m (Bandes 1-2) 500 m (Bandes 3-7) 1000 m (Bandes 8-36)
Intervalle spectral (µm)	Bandes 1 – 7 utilisées pour l'observation des terres
Bande 1	0,620 – 0,670
Bande 2	0,841 – 0,876
Bande 3	0,459 – 0,479
Bande 4	0,545 – 0,565
Bande 5	1,230 – 1,250
Bande 6	1,628 – 1,652
Bande 7	2,105 – 2,155
Types d'images proposées	Classement selon le domaine d'application
Calibration	MOD01/MOD02/MOD03
Atmosphère	MOD04/MOD05/MOD06/MOD07/MOD08/MOD35
Terre	MOD09/MOD11/MOD12/MOD13/MOD14/MOD15/MOD16 MOD17/MOD43/MOD44/MCD45
Cryosphère	MOD10/MOD29
Océan	MOD18/MOD19/MOD20/MOD21/MOD22/MOD23/MOD24 MOD25/MOD26/MOD27/MOD28/MOD36/MOD37/MOD39

Parmi les 68 produits standards proposés, trois produits MODIS, correspondant à des produits de synthèses, ont été utilisés. Dans le tableau 2-2 présentant leurs principales caractéristiques, ils sont regroupés selon les deux domaines d'investigation abordés dans ce travail : la caractérisation du régime des feux par le suivi des surfaces brûlées et la caractérisation des dynamiques de végétation des savanes. Les produits MOD09Q1 et MOD13Q1 sont ceux pour lesquels les séries temporelles font l'objet des développements méthodologiques. Le produit MCD45A1 est utilisé à titre de comparaison, dans la mesure où ce dernier est considéré comme le produit de référence pour le suivi des surfaces brûlées (Roy D.P. et al. 2008).

Tableau 2-2. Descriptif des produits MODIS utilisés.

SUIVI DES SURFACES BRULEES	
<u>Produit MOD09Q1 v5</u>	Produit de Réflectance de Surface
Résolution spatiale	250 m
Bandes spectrales	1-2
Résolution temporelle	8 jours
Bande qualité	Codée sur 16 bits avec 7 paramètres (description disponible dans Vermote et Kotchenova 2008)
Projection	Sinusoïdale
Source	Synthèses élaborées à partir des images journalières de réflectance de surface (MOD09GQK) corrigées des perturbations atmosphériques (Vermote E.F. et al. 2002)
Adresse téléchargement	Earth Observation System (EOS) Data Gateway (http://lpdaac.usgs.gov)
<u>Produit MCD45A1 v5</u>	Produit Surface Brûlée
Résolution spatiale	500 m
Résolution temporelle	Mensuelle
Information fournie	Localisation et date approximative de passage du feu
Bande qualité	4 niveaux de confiance
Projection	Sinusoïdale
Source	Synthèses élaborées à partir des images journalières de réflectance de surface (MOD09GQK) corrigées des perturbations atmosphériques (Vermote E.F. et al. 2002)
Adresse téléchargement	MODIS Active Fire and Burned Area Products (http://modis-fire.umd.edu)
DYNAMIQUE DE VEGETATION	
<u>Produit MOD13Q1 v5</u>	Produit Indices de Végétation
Résolution spatiale	250 m
Bandes spectrales	1-2-3-7
Indices de Végétation	NDVI et EVI
Bande qualité	1 par indice de végétation – codée sur 16 bits avec 11 paramètres - description disponible dans (Huete A.R. et al. 1999)
Résolution temporelle	16 jours
Projection	Sinusoïdale
Source	Synthèses élaborées à partir des images journalières de réflectance de surface (MOD09GQK) corrigées des perturbations atmosphériques (Vermote E.F. et al. 2002)
Adresse téléchargement	Earth Observation System (EOS) Data Gateway (http://lpdaac.usgs.gov)

Produits MODIS utilisés pour le suivi des surfaces brûlées

Le produit MOD09Q1 correspond à des synthèses produites à partir des données journalières de Réflectance de Surface corrigées des effets atmosphériques (MOD09GQK) acquises sur une période de 8 jours. Chaque pixel de 250 m contient la valeur de Réflectance de Surface correspondante à la date à laquelle la valeur minimale dans la bande bleue (Bande 3) est observée sur la période de 8 jours (Vermote E.F. and Kotchenova S. 2008).

Le produit MCD45A1 correspond à des synthèses produites à partir des données journalières de Réflectance de Surface corrigées des effets atmosphériques (MOD09GQK) acquises sur une période de 1 mois. Chaque pixel de 500 m contient une information sur la présence ou non de surface brûlée et la date approximative du passage du feu pendant le mois analysé (Justice C.O. et al. 2006). La méthode utilisée est une approche de détection des changements appliquée indépendamment sur chaque pixel sur une période définie. Les valeurs de Réflectances de Surface dans les bandes 2, 5 et 7 observées sur une période de 16 jours sont utilisées pour prédire la réflectance le jour postérieur à cette période. Une mesure statistique (Z-score) est utilisée pour déterminer si la différence entre les valeurs

de réflectances observées et prédites traduit un changement significatif, c'est-à-dire le passage d'un feu. Il s'agit d'une procédure itérative avec un pas de temps journalier (Roy D.P. et al. 2005).

Produit MODIS utilisé pour la caractérisation des dynamiques de végétation

Le produit MOD13Q1 correspond à des synthèses produites à partir des données journalières de Réflectance de Surface corrigées des effets atmosphériques (MOD09GQK) acquises sur une période de 16 jours. Chaque pixel de 250 m contient les valeurs de Réflectance de Surface dans les bandes 1, 2, 3 et 7 et les valeurs pour les deux indices de végétation NDVI et EVI.

Quatre méthodes de fabrication des synthèses, appliquées de pixel à pixel, sont utilisées en fonction de la présence de nuages, indiquée dans la bande qualité, sur les images pendant la période de 16 jours (Huete A.R. et al. 1999).

- S'il y a au moins 5 jours sans nuages, la valeur de Réflectances de Surface du pixel dans la synthèse est calculée selon le principe du modèle BRDF de Walthall (Walthall G.L. et al. 1985). Il s'agit d'obtenir à partir des valeurs de Réflectances de Surface pour des jours sans nuage les valeurs modélisées au NADIR pour la période étudiée à partir desquelles les indices de végétation sont calculés.
- S'il y a moins de 5 jours sans nuage, la méthode CV-MVC (*Constraint View – Maximum Value Composite*) est appliquée. Elle consiste à sélectionner les valeurs de Réflectances de Surface pour lesquelles ont été observées les deux plus petites valeurs d'angle zénithal sur la période de 16 jours et à calculer les valeurs de NDVI à ces deux dates. La valeur de NDVI conservée correspond à la plus élevée des deux.
- S'il y a un seul jour sans nuage, les valeurs de Réflectance de Surface pour la période de 16 jours correspondent à celles observées le jour sans nuage.
- S'il n'y a aucun jour sans nuage, la méthode MVC (*Maximum Value Composite*) est appliquée. Elle consiste à calculer pour tous les jours les valeurs de NDVI et à conserver la valeur de NDVI la plus élevée sur la période de 16 jours.

La disponibilité des images depuis février 2000 pour les trois produits MODIS permet de définir une période d'analyse assez longue (2000-2009). Au total, 785 images MODIS ont été téléchargées : 462 synthèses hebdomadaires de Réflectance de Surface (MOD09Q1), 231 synthèses à 16 jours d'Indices de Végétation (MOD13Q1) et 92 synthèses mensuelles de Surfaces Brûlées (MCD45A1). Une chaîne de prétraitements des images a été mise en place au préalable de leur utilisation :

- Changement de formation de fichier : transformation du format initial HDF (*Hierarchical Data Format*) au format ENVI avec un recodage des informations sur 8 bits. Les valeurs initiales sont ré-étalées entre 0 et 255. Cela permet de diminuer significativement le volume de données à manipuler. Cependant, cette transposition implique une perte de précision de la donnée.
- Découpage de l'image initiale (granule de 1200 km * 1200 km) sur une zone centrée sur le site d'étude.
- Changement de projection : transformation de la projection originale sinusoïdale en projection Madagascar Laborde pour que les images MODIS soient superposables aux autres données cartographiques.

2.2.2 Les données de référence

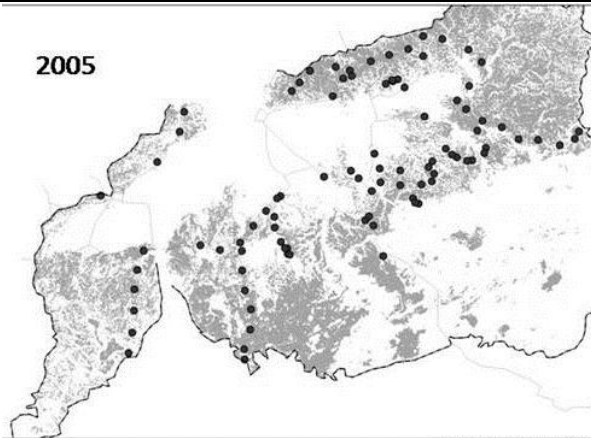
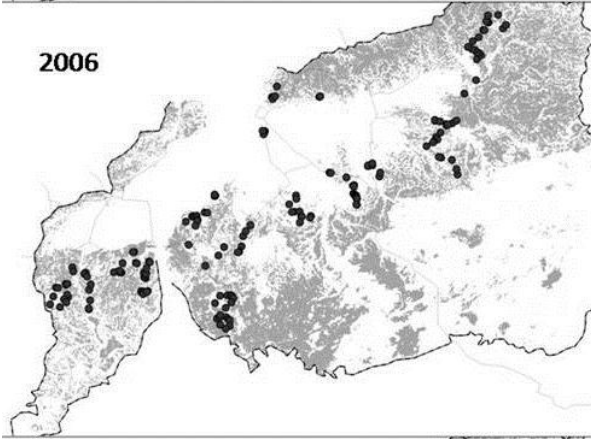
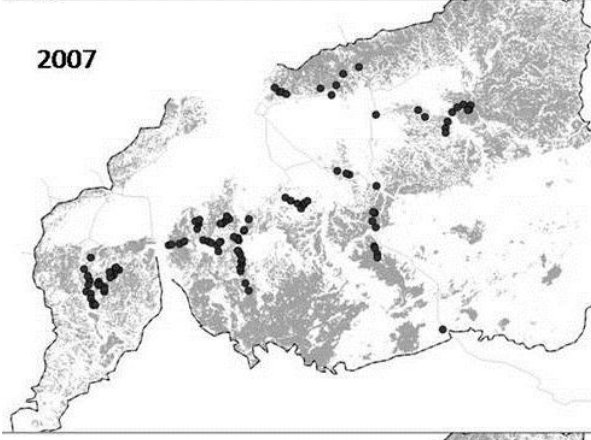
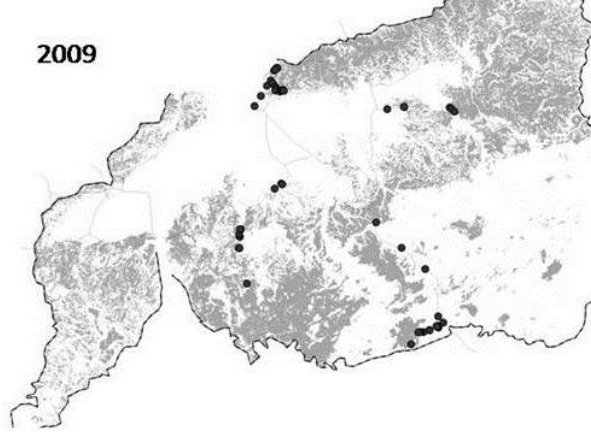
2.2.2.1 Les données de terrain

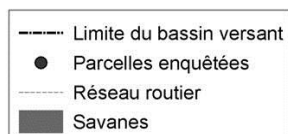
Quatre campagnes de terrain ont été effectuées entre 2005 et 2009. Dans le tableau 2-3, nous avons détaillé pour chacune d'entre elles, les périodes de réalisation, le nombre des parcelles enquêtées, le thème des données relevées, la localisation des relevés et l'utilisation de ces données dans le travail de thèse.

Pour chaque parcelle enquêtée, plusieurs informations sont systématiquement collectées : coordonnées géographiques du point central de la parcelle, identifiant des photos, caractéristiques topographiques de la parcelle (valeur de pente, altitude, exposition), caractéristiques du sol (couleur, texture, signe de dégradation) et type d'utilisation du sol. Ensuite, des données spécifiques sont récoltées selon qu'il s'agisse de relevés sur la végétation (estimation du recouvrement et de la hauteur moyenne des strates végétales et du sol nu, espèces dominantes en recouvrement dans chaque strate, état moyen de sénescence du végétal) ou sur les surfaces brûlées (période de passage du feu, couleur des cendres, pourcentage de la surface de la parcelle présentant des cendres, strates végétales brûlées, pourcentage de végétation non brûlée).

Pour la campagne de terrain de 2007, les 115 parcelles enquêtées entre juin et novembre ont été subdivisées en deux groupes. Le premier groupe, composé de 44 parcelles sert à mesurer la précision cartographique de la carte de surfaces brûlées obtenue à partir des images à haute résolution spatiale. Le deuxième groupe, constitué de 71 parcelles pour lesquelles la date d'occurrence du feu au cours de la saison sèche a été déterminée, est utilisé pour l'analyse spectrale des surfaces brûlées sur les images MODIS et pour la validation de l'indicateur de période d'occurrence du feu.

Tableau 2-3. Synthèse des données collectées pendant les campagnes de terrain.

CAMPAGNE DE 2005		2005
Période de réalisation	Juillet – Août	
Nombre de parcelles enquêtées	140	
Thème des données relevées	Végétation	
Utilisation	Cartographie des savanes	
CAMPAGNE DE 2006		2006
Période de réalisation	Août - Octobre	
Nombre de parcelles enquêtées	173	
Thème des données relevées	Surfaces Brûlées	
Utilisation	Cartographie des surfaces brûlées	
CAMPAGNE DE 2007		2007
Période de réalisation	Juin - Octobre	
Nombre de parcelles enquêtées	115	
Thème des données relevées	Végétation et Surfaces Brûlées	
Utilisation	Cartographie des surfaces brûlées	
CAMPAGNE DE 2009		2009
Période de réalisation	Octobre	
Nombre de parcelles enquêtées	55	
Thème des données relevées	Végétation	
Utilisation	Cartographie des savanes	



2.2.2.2 Les données cartographiques

Nous avons utilisé une série d'images issues de deux types de capteur (Landsat et SPOT) à haute résolution spatiale, dont les caractéristiques sont présentées dans le tableau 2-4. Ces images sont exploitées, par méthodes de classification et de photo interprétation, pour produire deux types de données cartographiques, validées avec des références de terrain et utilisées pour le traitement des séries temporelles MODIS :

- Classifications des savanes.
- Classifications des surfaces brûlées.

Tableau 2-4. Caractéristiques des images à haute résolution spatiale utilisées.

LANDSAT 7 Capteur Résolution spatiale Couverture spatiale Fréquence d'acquisition Bandes spectrales Bande 1 Bande 2 Bande 3 Bande 4 Bande 5 Bande 6 Bande 7 Date d'acquisition Saison couverte Domaine d'utilisation dans ce travail	ETM+ 30 m 180 km * 180 km Tous les 16 jours 0,450 – 0,515 µm 0,525 – 0,605 µm 0,630 – 0,690 µm 0,750 – 0,900 µm 1,550 – 1,750 µm 10,4 – 12,5 µm 2,09 – 2,35 µm 24/09/2000 Fin de saison sèche Suivi des surfaces brûlées			
SPOT-4 Capteur Résolution spatiale (m) Couverture spatiale Fréquence d'acquisition Bandes spectrales Bande 1 Bande 2 Bande 3 Bande 4 Date d'acquisition Saison couverte Domaine d'utilisation dans ce travail	HRV 20 m 60 km * 60 km Tous les 28 jours mais capacité de dépointage 0,50 - 0,59 µm 0,61 - 0,68 µm 0,78 - 0,89 µm 1,58 - 1,75 µm 02/09/2007 Fin de saison sèche Suivi des surfaces brûlées			
SPOT-5 Capteur Résolution spatiale (m) Couverture spatiale Fréquence d'acquisition Bandes spectrales Bande 1 Bande 2 Bande 3 Bande 4	HRG 10 m 60 km * 60 km Tous les 28 jours mais capacité de dépointage 0,50 - 0,59 µm 0,61 - 0,68 µm 0,78 - 0,89 µm 1,58 - 1,75 µm			
Dates d'acquisition Saison couverte Domaines d'utilisation dans ce travail	25/03/2004 Fin de saison des pluies Suivi des surfaces brûlées	10/06/2005 Mi-saison sèche Suivi des surfaces brûlées Cartographie des savanes	02/10/2005 Fin de saison sèche Suivi des surfaces brûlées	06/07/2009 Mi-saison sèche Suivi des surfaces brûlées Cartographie des savanes

Les savanes présentes sur le site d'étude ont été cartographiées en 2005 et 2009 à partir de la classification de deux images satellitaires SPOT-5 acquises dans le cadre du programme PLAE et de données de terrain (cf. tableau 2-3). La surface des parcelles enquêtées dépend directement de la résolution spatiale des images satellitaires à classer. Dans ce travail, elle est fixée à 900 m², soit 3 * 3 pixels SPOT-5. L'échantillon constitué doit être représentatif de la variabilité des structures des savanes présentes sur le site d'étude. Pour cela, les parcelles de terrain ont été sélectionnées selon un principe de transects répartis de manière aussi homogène que possible (certaines zones du site d'étude n'étant accessibles). Cependant, la mission de terrain de 2009 était restreinte à 7 jours contre 1 mois en 2005. Aussi, toutes les parcelles de 2005 (140) n'ont pas pu être revisitées en 2009 (55 soit 40 %).

Les classifications des savanes produites à quatre ans d'intervalles servent à mettre en évidence des éventuelles modifications de la structure du couvert végétal. La qualité des résultats de l'analyse de changement dépend du niveau de superposabilité des images satellitaires utilisées pour les classifications, du niveau de confusion entre classes dans chacune des classifications et du choix des dates utilisées pour l'analyse de changement. Pour cela, des pré-traitements sur les images HRS sont nécessaires.

- Superposition des images

Les deux images SPOT-5 ont été acquises au niveau 1B, correspondant à une image sur laquelle ont été appliquées une correction radiométrique des distorsions dues aux écarts de sensibilité entre les détecteurs élémentaires de l'instrument de prise de vue et une correction géométrique des effets systématiques (effet panoramique, courbure et rotation de la Terre). Les distorsions internes de l'image sont corrigées, ce qui autorise les mesures de distances, d'angles et de surface (SPOT Image. 2008).

Ce couple d'images a été orthorectifié à partir d'une série de points, acquis par un dGPS (erreur inférieure à 1 m), et du modèle numérique de terrain SRTM à 90 m produit par la NASA (<http://srtm.csi.cgiar.org>). L'erreur moyenne pour les deux images est inférieure à un pixel SPOT-5 (10 m). Cette précision indique un bon niveau de superposition des images, ce qui rend possible une analyse de changement pixel à pixel.

- Normalisation des bandes spectrales

Il existe un mois de décalage entre les deux dates d'acquisition des images SPOT-5. Aussi, pour diminuer les erreurs dans l'analyse de changement dues à cette différence dans l'observation des savanes, les bandes spectrales de l'image de 2009 ont été normalisées pour être comparables à celles de l'image de 2005.

Sur chaque image, nous avons constitué un échantillon de pixels représentant 5 % de la surface totale par un tirage systématique (c'est-à-dire sur une grille) et aléatoire de segments d'une surface de 100 ha (le segment est positionné au hasard dans chaque maille de 4500 * 4500 m). Pour chaque pixel des segments, les valeurs des quatre bandes spectrales Vert, Rouge, Proche Infrarouge et Moyen Infrarouge aux deux dates sont extraites. Ensuite, pour chaque bande spectrale, une équation de régression linéaire est calculée pour établir la relation permettant de transformer les comptes numériques de l'image de 2009 par rapport à ceux de l'image de 2005. Une fois déterminées, ces équations sont appliquées à tous les pixels de l'image de 2009.

Les classifications des savanes sont réalisées à partir de l'image SPOT-5 orthorectifiée de 2005 et de l'image SPOT-5 de 2009 orthorectifiée et après normalisation des bandes spectrales. Afin d'obtenir des produits cartographiques les plus comparables possibles, la même chaîne de traitement a été appliquée aux deux images :

- Utilisation d'une nomenclature composée des quatre types de formations végétales naturelles présentes sur le site d'étude (savane dégradée, savane herbacée, formation arbustive et formation arborée) et d'une classe de sol nu.
- Classification par algorithme maximum de vraisemblance avec des parcelles d'entraînement collectées lors des campagnes de terrain.
- Validation des résultats de classification par le calcul d'une matrice d'erreur et des indicateurs de qualité associés à partir de parcelles collectées lors des campagnes de terrain et réservées à cet effet.

La figure 2-7 présente les résultats de classifications obtenus en 2005 (en haut) et en 2009 (en bas) pour lesquelles la valeur de l'indice Kappa est indiquée. Pour chaque classe, nous avons mentionné la valeur de l'indice de précision cartographique calculé à partir de la matrice d'erreur. L'unité cartographique correspond à la surface couverte par un pixel SPOT-5 soit 100 m² (10 m * 10 m). L'étendue des savanes correspond aux surfaces classées en savane dégradée et en savane herbacée en 2005. Elle constitue le masque que l'on applique à la série temporelle des images MODIS pour cartographier le régime des feux et les dynamiques de végétation. En 2005, les savanes couvrent environ 76 000 ha, soit 63 % des formations végétales naturelles contre 26 % pour les formations arborées (soit 31 600 ha) majoritairement localisées dans le Parc National d'Ankarafantsika.

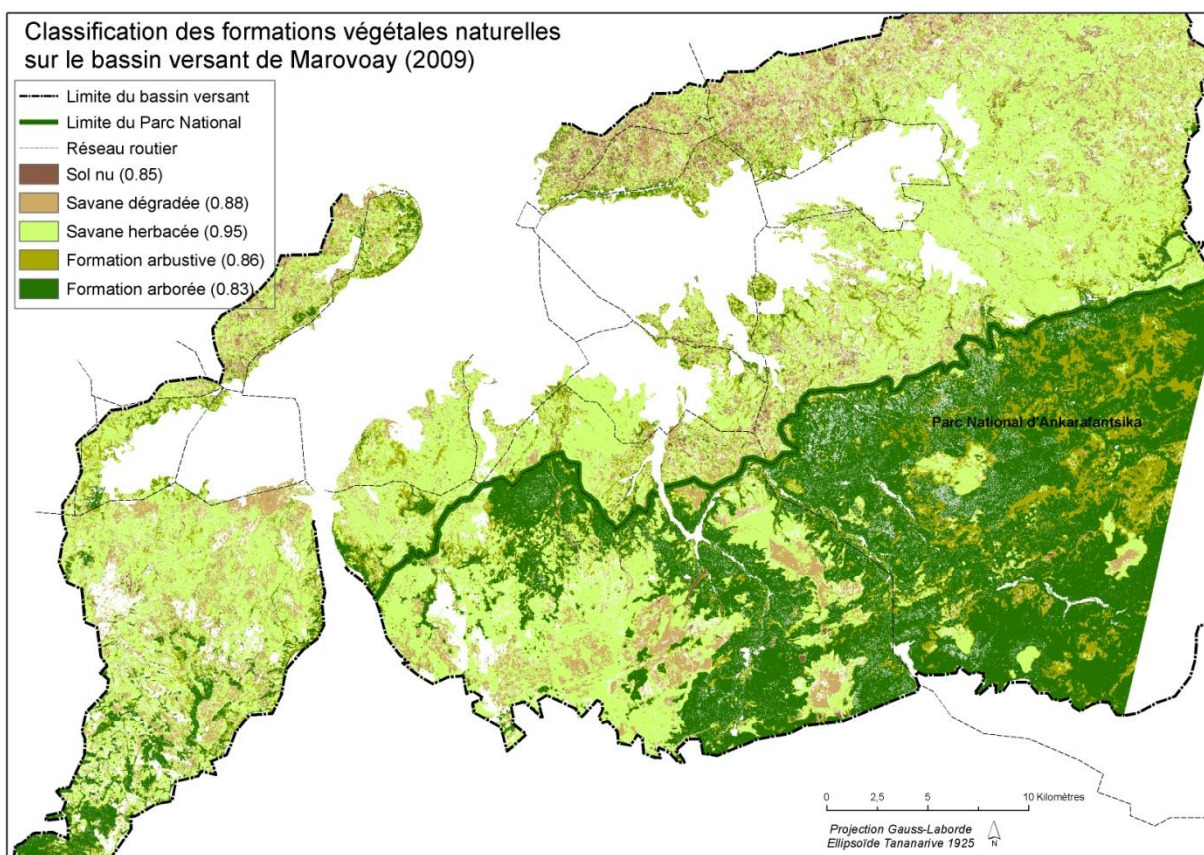
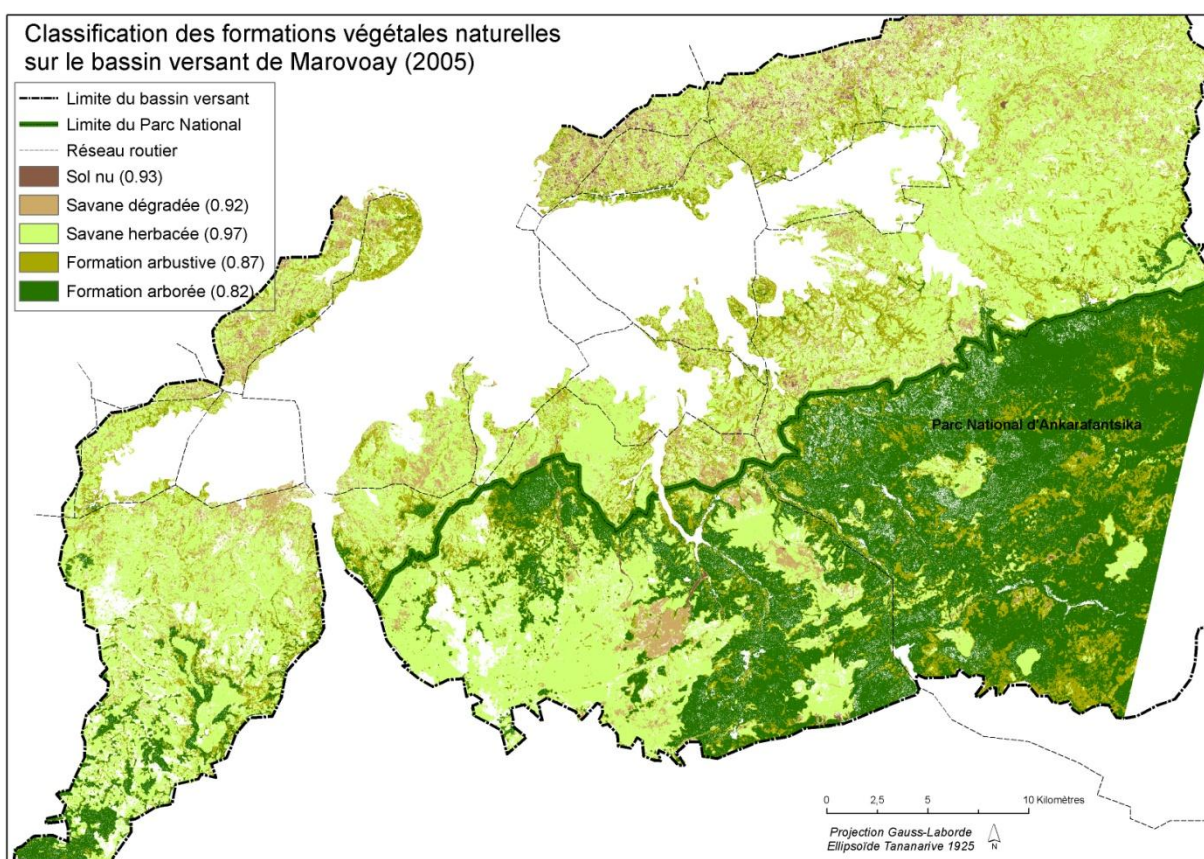


Figure 2-7. Classifications des formations végétales naturelles sur le bassin versant de Marovoay.

Classification des surfaces brûlées

A partir de la série des images à HRS (cf. Tableau 2.4) acquises entre 2000 et 2007, nous avons délimité les périmètres de surfaces brûlées présentes sur chaque image. La méthode utilisée, proposée par (Laris P. S. 2005), consiste à classer les images par une méthode non supervisée (Isodata) et à améliorer le résultat par des techniques visuelles (photo interprétation assistée par ordinateur). Appliquée à des images à HRS, cette approche est considérée comme la plus adaptée pour cartographier les surfaces brûlées de savanes lorsqu'on travaille avec peu de dates (Bowman D.M.J.S. et al. 2003). Nous avons estimé la précision cartographique de la classe « surface brûlée » pour les deux années 2005 et 2007 pour lesquelles nous disposons de données de terrain sur les surfaces brûlées. Elle est de 91 % en 2005 et 87 % en 2007. La figure 2-8 présente les cartes de surfaces brûlées obtenues. Aucune surface incendiée n'a été détectée sur l'image SPOT-5 acquise le 25 mars 2004, c'est pourquoi elle n'apparaît pas sur la figure.

Les surfaces brûlées obtenues ont ensuite été décrites à l'aide de cinq critères : 1) nombre de taches de brûlé, 2) surface moyenne, 3) surface minimale, 4) surface maximale et 5) surface totale incendiée. Les résultats sont présentés dans le tableau 2-5.

Tableau 2-5. Caractéristiques des surfaces brûlées de savane sur le bassin-versant de Marovoay.

Caractéristiques des taches de brûlé	24/09/2000	10/06/2005	02/10/2005	02/09/2007
Nombre de taches	7497	2803	3044	2247
Surface moyenne (ha)	1.12	1.6	3.7	2.85
Surface minimale (ha)*	0.09	0.04	0.04	0.04
Surface maximale (ha)	383	394	797	398
Surface totale (ha)	8381	4590	11376	6412
% de savane	9 %	5.3 %	13.2 %	7 %

*La surface minimale des taches de brûlé correspond à la surface du pixel de l'image satellitaire utilisée.

Pour l'image de Septembre 2000, 7497 taches de brûlé ont été extraites représentant une surface de 8381 ha soit 9% des savanes. La taille des surfaces brûlées varie entre 0.09 ha et 383 ha, pour une moyenne de 1.12 ha. En 2005 (en analysant les images de Juin et Octobre), 4283 taches de brûlé ont été identifiées représentant une surface de 14410 ha soit 16 % des savanes. La taille des surfaces brûlées varie entre 0.01 ha et 797 ha, pour une moyenne de 2.65 ha. En Septembre 2007, 2247 taches de brûlées couvrant une surface de 6412 ha soit 7% des savanes ont été identifiées. Leur taille varie entre 0.04 ha et 398 ha, pour une moyenne de 2.85 ha.

En outre, pour l'année 2007, nous avons comparé la taille des surfaces brûlées aux différentes résolutions spatiales que présentent les images MODIS selon les bandes spectrales acquises (250 m, 500 m et 1 km). Il apparaît que 90 % des surfaces brûlées ont une surface inférieure ou égale à la surface d'un pixel MODIS à 250 m. Ce pourcentage passe à 99 % pour un pixel de 500 m et 100 % pour un pixel de 1 km.

Deux conclusions ressortent de cette analyse : 1) La taille des surfaces brûlées observées sur le bassin versant de Marovoay présentent une très forte hétérogénéité spatiale et temporelle, ce qui renforce la nécessité d'utiliser une donnée de télédétection à haute répétitivité temporelle avec la résolution spatiale la plus fine possible ; 2) dans les images MODIS, seules les bandes spectrales acquises à 250 m (c'est-à-dire le rouge et le proche infrarouge) peuvent être exploitées pour cartographier les surfaces brûlées.

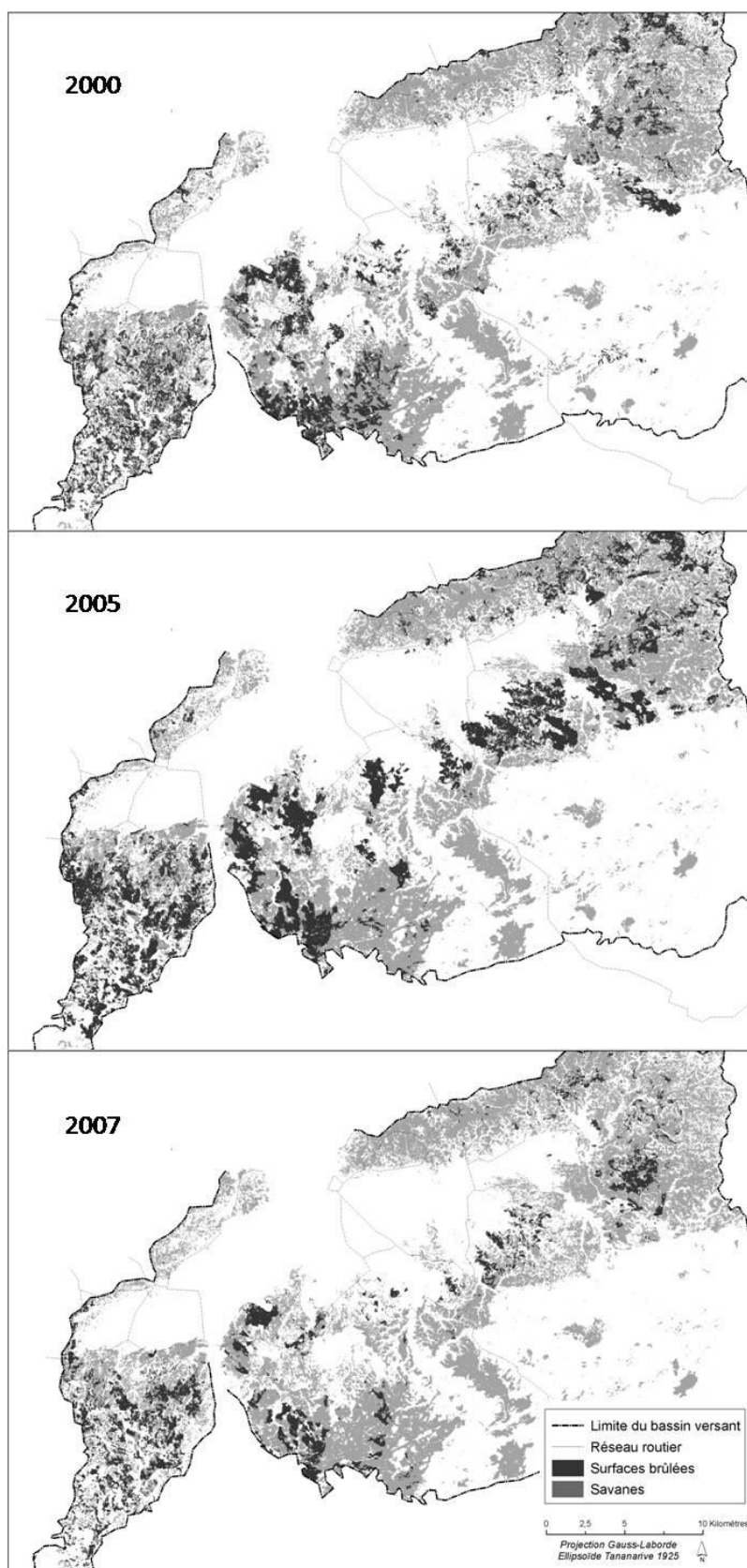


Figure 2-8. Cartes des surfaces brûlées de savane sur le bassin-versant de Marovaoy à partir d'images HRS.

Conclusion

Les enjeux de l'étude de la relation « feu-dynamique de végétation » sur le bassin versant de Marovoay sont importants. Les connaissances établies pourraient permettre de mieux conserver le couvert végétal des savanes et, par conséquent, améliorer la prévention des risques d'érosion des sols. L'enjeu dans le cadre ce travail est d'identifier, d'une part, le régime des feux à travers la caractérisation et le suivi des surfaces brûlées et, d'autre part, les dynamiques de végétation des savanes vers un maintien ou vers une dégradation du couvert végétal en utilisant un indicateur traduisant la tendance de l'activité végétale des savanes.

La caractérisation du régime des feux par télédétection avec des images à moyenne résolution spatiale est rendue difficile sur le bassin versant de Marovoay par : 1) Le plus ou moins faible taux de couvert végétal dans les savanes, laissant apparaître beaucoup de sol nu ; 2) La grande hétérogénéité des tailles de surfaces incendiées ; 3) L'occurrence du feu tout au long de la saison sèche et de la phase de sénescence de la végétation des savanes, qui résulte de la grande diversité des causes de l'usage du feu à Madagascar.

La caractérisation des dynamiques de végétation des savanes par télédétection avec des images à moyenne résolution spatiale est rendue difficile sur le bassin versant de Marovoay par : 1) La forte hétérogénéité de structure et de fonctionnement des savanes à l'échelle du site d'étude ; 2) Les différents pas de temps auxquels peuvent s'observer les changements sur la dynamique des savanes.

Les séries temporelles MODIS présentent un certain nombre de caractéristiques qui laissent penser qu'elles présentent un bon potentiel pour répondre aux objectifs fixés :

- La disponibilité de produits de synthèse pour s'affranchir des étapes de pré traitements inhérents à l'utilisation d'images journalières ;
- L'information sur la qualité des images ayant servi à fabriquer les synthèses pour faciliter l'identification de données aberrantes dans la série temporelle ;
- La résolution spatiale de 250 m, la plus fine dans la gamme de ce type de capteurs, pour pouvoir cartographier des surfaces brûlées plus ou moins grandes ;
- La disponibilité des bandes rouge et PIR, acquises à la résolution spatiale la plus fine (250 m), offrant la possibilité de calculer des indices spectraux adaptés à la caractérisation des surfaces brûlées ou de l'activité végétale des savanes ;
- La résolution temporelle (fréquence journalière d'acquisition des images) adaptée pour identifier les paramètres intra et inter annuels de régime des feux et pour caractériser les variations intra et inter annuelles de l'activité végétale des savanes ;
- La disponibilité d'une série temporelle assez longue pour mettre en évidence des dynamiques de maintien ou de dégradation des savanes ;

Toutefois, le traitement des séries temporelles MODIS nécessitent des références de terrain pour identifier l'étendue des savanes, caractériser les surfaces brûlées et les zones résultantes de différentes dynamiques de végétation. Une base de données de références de terrain a été constituée et renseignée sur la période 2005 – 2009. Le type d'observation réalisé a été adapté à la nature des informations susceptibles d'être extraites des images de télédétection. Un problème persiste pour établir le lien entre des observations faites à l'échelle des images MODIS et à l'échelle des zones enquêtées sur le terrain. Les images à haute résolution spatiale fournissent une échelle d'observation intermédiaire. Dans ce travail, que ce soit pour les surfaces brûlées ou pour les changements détectés sur le couvert végétal des savanes, la même démarche a été suivie : les résultats des traitements des séries temporelles MODIS sont évalués par des observations faites sur des images HRS.

CHAPITRE 3 – CARACTERISATION DU REGIME DES FEUX DANS LES SAVANES

Introduction

L'objectif de ce chapitre est de présenter les traitements réalisés sur une série temporelle d'images MODIS pour extraire les paramètres relatifs au régime des feux observés dans les savanes à l'échelle du site d'étude. Nos travaux portent plus spécifiquement, d'une part, sur le choix d'un indice spectral adapté pour l'identification des surfaces brûlées dans le contexte de savane dont le taux de couvert végétal est très hétérogène et, d'autre part, sur le développement d'une méthode de cartographie des surfaces brûlées annuelles basée sur l'exploitation d'une série d'images MRS utilisant une méthode de seuillage. Les développements méthodologiques proposés sont ensuite appliqués sur le site d'étude. Les résultats sont évalués par comparaison avec les classifications de surfaces brûlées réalisées à partir d'images HRS.

3.1 Détermination des paramètres caractérisant le régime des feux

Le régime des feux se définit par un ensemble de paramètres relatifs aux caractéristiques d'un feu qui sont utilisés pour décrire son activité dans un écosystème donné ou une région (Dwyer E. et al. 1999). Dans ce travail, nous avons considéré uniquement les paramètres du régime des feux pouvant être mesurés à partir d'indicateurs spatio-temporels issus de données de télédétection (Dwyer E. et al. 1998; Palumbo I. et al. 2003). Ils sont classés selon le niveau d'échelle pris en compte pour leur calcul.

- Mesure intra annuelle : la **surface brûlée** et la **période d'occurrence du feu**.
- Mesure inter annuelle : la **fréquence** du feu et la **période dominante d'occurrence du feu**.

Le calcul de tous ces paramètres repose sur la capacité à identifier les surfaces brûlées annuellement et à estimer pour ces surfaces la période d'occurrence du feu dans l'année.

3.2 Mise en forme des données utilisées

3.2.1 Données MODIS

Pour ce travail, nous utilisons la série temporelle de synthèses MODIS 8 jours de Réflectance de Surface à 250 m de résolution spatiale (MOD09Q1) couvrant la période 2000 - 2007, en ne retenant pour chaque année que les images acquises pendant les mois de la saison sèche (de début avril à début novembre) et correspondant à la période de pratique des feux, soit un total de 224 images.

La série temporelle analysée ne subit pas d'autres pré traitements que ceux mentionnés dans le chapitre 2 (cf. section 2.2.1). En règle générale, il est établi que le passage du feu se traduit pas une chute brutale des valeurs de la bande ou de l'indice spectral utilisé pour identifier une surface brûlée. Dans le cas de l'application d'un lissage sur la série temporelle des données, le passage du feu serait très certainement assimilé à un accident, à une variation anormale du signal étudié. Les valeurs détectées comme aberrantes de la bande ou de l'indice spectral seraient corrigées, rendant de ce fait impossible la détection des surfaces brûlées.

3.2.2 Données de références de surfaces brûlées

La base de données constituée pour créer des références de surfaces brûlées sur les images MODIS contient les périmètres de surfaces brûlées délimités par classifications des images HRS acquises en

2000, 2005 et 2007 et les données de terrain renseignant sur la localisation et la période d'occurrence du feu acquises en 2007 (cf. section 2.2.2).

La superposition d'une grille de même résolution spatiale que les images MODIS aux surfaces brûlées délimitées sur les images HRS permet de quantifier pour chaque carré de la grille, et donc pour chaque pixel MODIS, le pourcentage de surfaces brûlées et non brûlées.

Sur la base de ce principe, plusieurs échantillons sont élaborés.

Pour l'année 2007, trois échantillons ont été créés pour les besoins du traitement de la série temporelle des images MODIS. Leur composition est détaillée dans les paragraphes correspondant à leur utilisation.

- Un échantillon pour extraire les signatures spectrales des surfaces non brûlées et brûlées de savane et permettant d'analyser le potentiel d'indices spectraux à identifier les zones incendiées à différentes périodes de la saison sèche (utilisé à la section 3.3.3).
- Un échantillon pour déterminer la valeur seuil de l'indicateur permettant de cartographier les surfaces brûlées annuelles (utilisé à la section 3.4.1).
- Un échantillon pour valider les deux indicateurs permettant de cartographier les paramètres du régime des feux « surfaces brûlées » et « période d'occurrence du feu » (utilisés aux sections 3.5.1 et 3.5.2).

Pour les années 2000 et 2005, un échantillon a été réalisé pour valider la cartographie des surfaces brûlées annuelles (utilisé à la section 3.5.1).

3.3 Choix d'un indice spectral pour identifier les surfaces brûlées

L'analyse spectrale repose sur trois étapes. Il s'agit de déterminer, en premier, les caractéristiques spectrales des savanes non brûlées et brûlées sur le site d'étude et d'identifier, parmi les indices existants dans la littérature, le plus adapté. Pour cela, à partir d'un échantillon de surfaces brûlées observées à différents moments de la saison des feux de l'année 2007, nous comparons, à l'aide d'un indice de séparabilité, les signatures spectrales des surfaces brûlées et non brûlées pour les indices spectraux étudiés.

3.3.1 Caractéristiques spectrales des surfaces brûlées de savanes

Quelque soit le type de végétation (herbacé, arbustif ou arboré), les surfaces brûlées possèdent des caractéristiques communes : une diminution de la quantité de végétation verte ainsi qu'une modification de sa structure, une réduction de l'activité photosynthétique et une augmentation de la quantité de cendres et de charbon. Ces modifications physiques entraînent des changements dans la réponse spectrale de la végétation notamment dans les longueurs d'onde du Rouge, du Proche Infrarouge (PIR) et du Moyen Infrarouge (MIR). La combinaison de ces trois bandes spectrales fournit alors une information satisfaisante pour discriminer les surfaces brûlées des non brûlées (Miguel-Ayanz J. et al. 2000). De nombreux indices spectraux, basés sur ces combinaisons, ont été développés pour cartographier les zones brûlées dans différentes régions du monde. En général, ils sont établis à partir d'indices de végétation et sont spécifiques à chaque écosystème (Chongo D. et al. 2007; Holden Z.A. et al. 2005).

Parmi les indices spectraux utilisés pour l'identification des surfaces brûlées, notamment dans les milieux de savane, on peut citer :

- Le NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index* (Rouse J. W. et al. 1974), le GEMI - *Global Environment Monitoring Index* (Pinty B. and Verstraete M. 1992), le SAVI - *Soil-Adjusted Vegetation Index* (Huete A.R. 1988) et le BAI - *Burned Area Index* (Chuvienco E. et al. 2002) qui exploitent les bandes spectrales du Rouge et du PIR.

- Le NBR – *Normalized Burn Ratio* (Lopez Garcia M. J. and Caselles V. 1991) et le MIRBI - *Mid-Infrared Bispectral Index* (Trigg S. and Flasse S. 2001) ont également été proposés et exploitent les bandes spectrales du PIR et du MIR.
- Certains indices sont fondés sur l'utilisation de l'infrarouge thermique comme le NBRT - *Normalized Burn Ratio Thermal* ou le VI6T (Holden Z.A. et al. 2005).

Tous ces indices permettent de mettre en évidence le changement de l'activité photosynthétique de la végétation suite au passage du feu.

Les savanes de Madagascar étant soumises à de fortes pressions anthropiques, l'état de dégradation de la couverture végétale de ces écosystèmes constitue des conditions limites à l'application des indices traditionnellement proposées en télédétection pour identifier les surfaces brûlées (Chuvieco E. et al. 2002; Loboda T. et al. 2007; Stroppiana D. et al. 2002). Les différents indices existants voient leur intérêt décroître dès lors que le couvert végétal diminue. En effet, d'une part, la signature spectrale pour une végétation non brûlée ou brûlée est influencée par la présence de sols nus. D'autre part, plus le taux de couvert végétal est faible, moins la production de résidus de feu est abondante. Dès lors, l'écart de la signature spectrale est plus faible entre surfaces brûlées et non brûlées (Stroppiana D. et al. 2002) notamment dans le Rouge et le PIR (Chuvieco E. 1999).

3.3.2 Sélection d'indices spectraux

Dans ce travail, l'utilisation d'images MODIS à une résolution spatiale de 250 m impose de sélectionner des indices spectraux calculés uniquement à partir des bandes spectrales dans les longueurs d'ondes du **rouge** et du **PIR**.

Nous avons sélectionné six indices spectraux utilisées dans la détection des surfaces brûlées de savane ou d'écosystème à dominante herbacée, et dans la caractérisation de la végétation en milieu aride ou dans des zones à couvert végétal éparse : le NDVI, le BAI, le SAVI, le GEMI, le Brightness Index (BI) et l'Albedo (A). Ils sont présentés dans le tableau 3-1.

Tableau 3-1. Indices spectraux étudiés pour l'identification des surfaces brûlées de savane.

Indices	Formulation	Références
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_R}{\rho_{NIR} + \rho_R}$	(Rouse J. W. et al. 1974)
Burned Area Index (BAI)	$BAI = \frac{1}{(\rho_{cR} - \rho_R) + (\rho_{cNIR} - \rho_{NIR})}$	(Chuvieco E. et al. 2002)
Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI)	$SAVI = \frac{(1 + L)(\rho_{NIR} - \rho_R)}{\rho_{NIR} + \rho_R + L}$	(Huete A.R. 1988)
Global Environment Monitoring Index (GEMI)	$GEMI = \frac{\eta(1 - 0,25\eta) - (\rho_R - 0,125)}{(1 - \rho_R)}$ $\eta = \frac{2(\rho_{NIR}^2 - \rho_R^2) + 1,5\rho_{NIR} + 0,5\rho_R}{(\rho_{NIR} + \rho_R + 0,5)}$	(Pinty B. and Verstraete M. 1992)
Brightness Index (BI)	$BI = \sqrt{\rho_{NIR}^2 + \rho_R^2}$	(Escadafal R. 1994)
Albedo (A)	$A = \frac{\rho_{NIR} + \rho_R}{2}$	(Stroppiana D. et al. 2003)

Avec :

ρ_{NIR} = réflectance dans la bande du proche infra-rouge

ρ_{cNIR} = réflectance de référence dans la bande du proche infra-rouge (fixée à 0.06)

ρ_R = réflectance dans la bande du rouge

ρ_{cR} = réflectance de référence dans la bande du rouge (fixée à 0.1)

L = facteur de correction (fixé à 1)

3.3.3 Echantillon de références de surfaces brûlées pour l'analyse spectrale

D'après le principe présenté à la section 3.2.2, nous avons constitué un échantillon de pixels MODIS à partir des données de références de l'année 2007 pour extraire les signatures spectrales des surfaces non brûlées et brûlées de savane.

- Un pixel MODIS est considéré comme non brûlé s'il se caractérise par 0 % de surfaces brûlées à l'intérieur.
- Un pixel MODIS est considéré comme brûlé dès lors que le pourcentage de brûlé à l'intérieur du pixel est égal ou supérieur à 90 % de la surface du pixel. En effet, d'après les résultats de plusieurs études (Barbosa P.M. et al. 1999; Loboda T. et al. 2007), en deçà de ce seuil, la signature spectrale de la surface brûlée peut se trouver significativement modifiée par la présence de végétation non brûlée. En outre, l'état de la végétation à la période d'occurrence du feu a une influence sur la performance d'un indice spectral à discriminer surfaces brûlées et non brûlées (Loboda T. et al. 2007). Pour en tenir compte dans l'analyse spectrale, parmi les pixels MODIS considérés comme brûlés, nous avons conservé ceux pour lesquels la période d'occurrence du feu a été déterminée à partir des enquêtes de terrain.

L'échantillon se compose de 141 pixels MODIS dont 70 correspondent à des pixels non brûlés, 26 à des pixels brûlés en saison précoce, 24 en saison intermédiaire et 21 en saison tardive.

3.3.4 Analyse de séparabilité

Deux méthodes sont utilisées dans la littérature pour l'identification des surfaces brûlées. La première, qualifiée de uni-temporelle, repose sur l'analyse d'une seule image postérieure au passage du feu (choix de la synthèse MODIS acquise avant l'incendie). Sur cette dernière, on compare les signatures

spectrales de surfaces brûlées et non brûlées voisines. La deuxième méthode, appelée multi-temporelle, est basée sur l'analyse de deux images pré- et post-feu (choix des synthèses acquises avant et après l'incendie). Dans ce cas, on analyse la variation dans le temps de la signature spectrale pour une même zone. Dans cette étude, nous avons choisi de considérer les deux méthodes (uni- et multi-temporelles).

Pour chaque échantillon de pixels MODIS considérés comme brûlés ou non brûlés, nous calculons la moyenne et l'écart-type des six indices spectraux. La capacité de discrimination des surfaces brûlées et non brûlées de chaque indice est ensuite évaluée à l'aide d'un indicateur de séparabilité proposé par (Kaufman Y.L. and Remer L.A. 1994) et calculé comme une distance normalisée :

$$SI = \frac{|\mu_B - \mu_{NB}|}{(\sigma_B + \sigma_{NB})} \text{ Equation (1)}$$

Où μ_B et μ_{NB} sont les valeurs moyennes respectivement des classes brûlées et non brûlées et σ_B et σ_{NB} les valeurs correspondantes des écart-types.

Une valeur supérieure à 1 de l'indice de séparabilité indique que les écart-types des deux classes ne se recouvrent pas. Dans ce cas, on peut conclure que l'indice spectral testé offre une discrimination raisonnable pour le paramètre étudié (Fraser R.H. and Li Z. 2002). En revanche, une valeur inférieure à 1 indique que les classes ne sont pas séparables ou peu. L'indice spectral le plus performant est celui présentant la plus forte valeur de l'indice de séparabilité au-delà de la valeur seuil de 1.

L'application de l'analyse de séparabilité selon les deux méthodes d'identification des surfaces brûlées et pour les trois saisons des feux déterminées permet d'évaluer de manière exhaustive le potentiel de discrimination des surfaces brûlées des six indices spectraux sélectionnés.

3.3.5 Résultats sur les savanes du bassin versant de Marovoay

Le tableau 3-2 contient les valeurs obtenues pour l'indice de séparabilité pour chaque indice spectral étudié en fonction de la période d'occurrence des feux. Nous avons indiqué en gris les situations pour lesquelles les valeurs de l'indice de séparabilité sont supérieures à 1 et en gras, la valeur la plus forte de l'indice de séparabilité en fonction de la saisonnalité des feux. Ensuite, dans la figure 3-1, chaque graphe représente les variations des valeurs de l'indice de séparabilité selon la période d'occurrence des feux pour chaque indice spectral étudié.

Tableau 3-2. Valeurs de l'indice de séparabilité des cinq indices spectraux analysés (les plus fortes sont représentées en gras et sont fonction de la saisonnalité des feux).

	Méthode uni-temporelle			Méthode multi-temporelle		
	Période d'occurrence des feux			Période d'occurrence des feux		
	Précoce	Intermédiaire	Tardif	Précoce	Intermédiaire	Tardif
NDVI	0.29	0.02	0.27	1.05	0.93	0.67
SAVI	0.91	0.86	0.98	0.82	1.47	1.71
BAI	1.03	1.25	1.11	0.55	1.43	1.46
GEMI	0.29	0.31	0.36	1.60	1.53	1.77
Albedo	1.02	1.21	1.07	1.77	1.60	2.03
BI	1.02	1.20	1.08	1.73	1.63	2.12

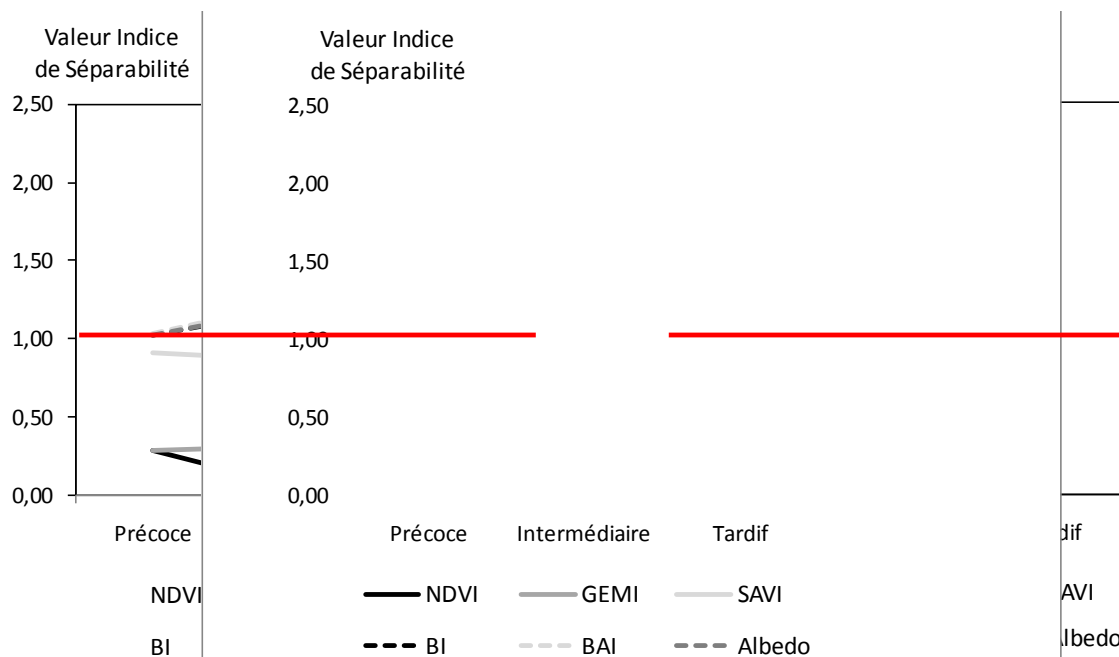


Figure 3-1. Représentation graphique des valeurs de séparabilité des six indices spectraux testés : à gauche, résultats selon la méthode uni-temporelle ; à droite, résultats selon la méthode multi-temporelle. La barre rouge indique le seuil de séparabilité entre surfaces brûlées et non brûlées.

D'après les résultats obtenus à partir de l'analyse d'une seule image postérieure au feu (Figure 3-1 – à gauche), on distingue deux groupes d'indices spectraux. Le groupe 1 – contenant NDVI, SAVI et GEMI – se caractérise par des valeurs d'indices de séparabilité inférieures à 1 quelque soit la période d'occurrence du feu, avec une différence entre NDVI/GEMI et SAVI. Le groupe 2 – composé du BAI, Albedo et BI – se caractérise par des valeurs d'indices de séparabilité supérieures à 1 quelque soit la période d'occurrence du feu. Ces indices ont été définis initialement soit pour la caractérisation de la végétation de zones arides où les effets sols sont très importants (Albedo et BI), soit pour la détection des surfaces brûlées en zone de végétation méditerranéenne (BAI).

La différence de performance entre les deux groupes d'indices spectraux s'explique par leur sensibilité aux perturbations liées aux propriétés optiques des sols (couleur et brillance), très présentes dans des milieux hétérogènes caractérisés par un couvert végétal épars. Dans le groupe 1, le NDVI et le GEMI présentent des valeurs de séparabilité bien inférieures à 1, quelque soit la période d'occurrence du feu, signifiant leur incapacité à séparer surfaces brûlées et non brûlées. Les valeurs obtenues pour le SAVI, bien que proches de 1, indiquent un niveau faible de séparabilité des surfaces brûlées et non brûlées. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus dans le cadre d'une étude sur l'évaluation de la sensibilité des indices de végétation aux effets sols (Bannari A. et al. 1996). Compte-tenu de ces éléments, seuls les indices du groupe 2 permettent une discrimination des surfaces brûlées des savanes dégradées tout au long de la saison sèche avec une méthode uni-temporelle, basée sur l'utilisation d'une image post-feu.

Dans le cas de l'analyse de deux images pré- et post-feu, les valeurs de séparabilité sont plus fortes pour tous les indices. Incorporer une image antérieure au feu améliore la discrimination des surfaces brûlées dans ces milieux comme le concluent d'autres auteurs (Pereira J.M.C. et al. 1999). Cependant, des différences de performance entre les six indices spectraux testés perdurent. D'après les résultats de l'analyse multi-temporelle (figure 3-1 – à droite), on distingue trois groupes d'indices spectraux. Le groupe 1, représenté par le NDVI, caractérise un type d'indice spectral capable de détecter uniquement des surfaces brûlées résultantes de feux précoces. Dans le cas de feux précoces, la strate végétale brûlée, bien que réduite, se caractérise par une plus forte réponse dans le Proche Infrarouge que dans le Rouge. Plus la saison sèche avance, plus la végétation est sénescence. La réponse dans le Proche Infrarouge diminue au profit du Rouge d'où une signature spectrale de ce type de végétation plus proche de la droite des sols. Le potentiel de discrimination des surfaces brûlées du NDVI diminue dans le même temps (valeurs peu séparables pour les feux intermédiaires et non séparables pour les feux tardifs). On observe la situation inverse pour le groupe 2 - composé du SAVI et du BAI. Ces

indices présentent des valeurs de séparabilité supérieures à 1 uniquement pour des feux intermédiaires ou tardifs. Les résultats obtenus dans cette étude corroborent ceux de (Chuvieco E. et al. 2002) quant à l'intérêt de l'utilisation du BAI pour identifier des surfaces brûlées. Ils permettent, en plus, de préciser qu'appliqué dans un écosystème de savane dégradée en zone tropicale, le BAI est d'autant plus discriminant que la phase de sénescence de la végétation est avancée. Enfin, le groupe 3, contenant le GEMI, le BI et l'Albedo, caractérise des indices dont la valeur de séparabilité est toujours supérieure à 1 quelque soit la période d'occurrence du feu. Les résultats obtenus avec l'Albedo confirment ceux présentés par (Chongo D. et al. 2007) dans le cadre d'un suivi des surfaces brûlées en zone de savane dans le Parc National Kruger, en Afrique du Sud. Ceux du GEMI confirment les conclusions établies par (Pereira J.M.C. et al. 1999). Cependant, le BI est l'indice spectral qui présente globalement les plus fortes valeurs de séparabilité au cours de la saison sèche.

D'après l'analyse de séparabilité, le BI est celui pour lesquels les valeurs de séparabilité sont globalement les meilleures et les plus constantes. Son potentiel de discrimination s'exprime d'autant mieux qu'il est utilisé avec des images pré- et post-feu. Initialement développé pour la caractérisation de type de sol (Escadafal R. 1994) ou de la végétation en zone aride (Escadafal R. and Bacha S. 1996), les résultats permettent d'étendre son domaine d'application à la détection des surfaces brûlées dans le cas de savane caractérisée par un taux de couvert végétal faible.

A la suite de cette analyse spectrale, nous avons constitué une série temporelle d'Indice de Brillance MODIS sur la période 2000-2007. Quatre indicateurs permettant d'estimer les paramètres du régime des feux recherchés sont proposés : 1) Surfaces brûlées, 2) Période d'occurrence du feu, 3) Fréquence du feu, 4) Période dominante d'occurrence du feu.

Le calcul des deux premiers indicateurs (« Surfaces brûlées » et « Période d'occurrence du feu ») repose sur le développement d'une méthode de traitement de la série temporelle de BI MODIS permettant d'identifier si un pixel a été brûlé et à quelle date au cours d'une saison sèche. La saison sèche de 2007 est prise comme référence. L'analyse du profil temporel de BI pour des surfaces brûlées, à différentes périodes de la saison sèche, permet d'établir les caractéristiques du passage d'un feu, à partir desquelles sont proposés les deux indicateurs. Leurs méthodes de calcul sont détaillées dans les paragraphes qui suivent. Ils sont validés par comparaison avec les surfaces brûlées résultantes des classifications d'images HRS. Ils sont calculés pour toutes les saisons sèches couvertes par la série temporelle de BI MODIS. Cela permet de définir les deux autres indicateurs (« Fréquence du feu » et « Période dominante d'occurrence du feu »). Enfin, la combinaison de ces deux derniers indicateurs permet d'en proposer un cinquième traduisant le régime des feux sur la période étudiée. C'est cet indicateur qui sera mis en relation avec les dynamiques de végétation des savanes observées au cours de la même période.

3.4 Extraction des paramètres relatifs au régime des feux

La figure 3-2 présente les profils temporels de BI pour des surfaces non brûlées et brûlées à différentes périodes de la saison sèche 2007. Les feux, quelque soit leur période d'occurrence, engendrent une chute brutale des valeurs de BI entre les deux images encadrant le passage du feu. En l'absence de feu, les valeurs de BI varient très peu.

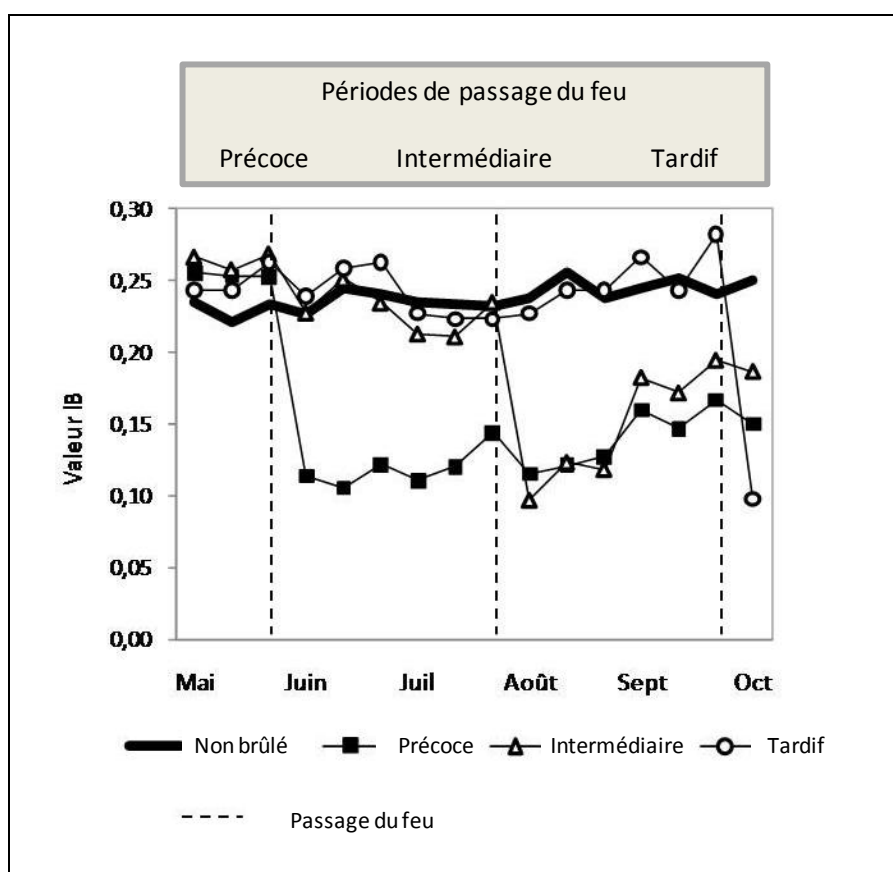


Figure 3-2. Profils temporels de l'Indice de Brillance valables pour 4 zones de savane prises comme référence et établis à partir des images MODIS couvrant la saison sèche 2007 (les traits en pointillés noirs indiquent le passage du feu).

3.4.1 Les surfaces brûlées

A partir de l'analyse des profils temporels du BI présentée ci-dessus, nous définissons un indicateur annuel permettant de déterminer si le couvert végétal contenu dans un pixel a été brûlé au cours de la saison sèche. Dans ce travail, nous avons considéré qu'un pixel ne pouvait être brûlé qu'une seule fois au cours de la saison des feux. L'indicateur est calculé pour chaque pixel contenu dans la zone de savane. Il est appelé « *Burned Area Normalized Brightness Index* » (BANBI) ou indicateur de surfaces brûlées. Il est fondé sur le calcul de la différence entre les valeurs maximale et minimale du BI observées au cours de la saison sèche et normalisée par la valeur maximum du BI sur la même période (notée BI_{max}) :

$$BANBI = (BI_{max} - BI_{min}) / BI_{max} \quad \text{Equation (2)}$$

Avec BI_{min} et BI_{max} correspondant respectivement à la valeur la plus faible et la plus élevée de l'IB pour la série temporelle acquises durant la saison sèche, c'est-à-dire entre avril et octobre.

L'indicateur de surfaces brûlées est ensuite seuillé pour discriminer les surfaces brûlées et non brûlées. La plupart des approches existantes sont fondées sur le seuillage d'un indice spectral (Barbosa P.M. et al. 1999; Vafeidis A.T. and Drake N.A. 2005). Toutefois, alors que la qualité des résultats dépend directement de la valeur du seuil fixé, le choix du seuil est rarement justifié. Dans la méthode que nous proposons, nous souhaitons déterminer ce seuil de manière automatique en cherchant la valeur correspondant au meilleur compromis entre la minimisation des erreurs d'omission et de commission, et la maximisation des pixels valides (bien classés). Cette valeur, jugée optimale, peut être obtenue par l'intermédiaire des courbes ROC.

Les courbes ROC furent initialement développées dans les années cinquante en traitement du signal (Egan J.P. 1975). Elles ont été largement exploitées depuis, notamment dans les domaines de la médecine, de l'écologie et de la fouille de données (Ferri C. et al. 2002; Zweig M.H. and Campbell G.

1993). Appliqué à la détection des surfaces brûlées, le principe de construction d'une courbe ROC est le suivant (Fawcett T. 2006). Soit une classification binaire (résultant ici d'un seuillage) dont les pixels peuvent prendre la valeur 0 (surface non brûlée) ou 1 (surface brûlée). A partir de données de référence sur les surfaces brûlées, il est possible de construire une matrice de confusion (Figure 3-3a) dans laquelle figure les pixels détectés et réellement brûlés (Pixels Vrais Brûlés), les pixels détectés brûlés mais non brûlés dans la réalité (Pixels Faux Brûlés), les pixels détectés et réellement non brûlés (Pixels Vrais Non Brûlés), les pixels détectés non brûlés et brûlés dans la réalité (Pixels Faux Non Brûlés). On en dérive deux indices : la *sensibilité* (Se) qui correspond au pourcentage de Pixels Vrais Brûlés par rapport au nombre total de pixels réellement brûlés, et la *spécificité* (Sp), qui correspond au pourcentage de Pixels Vrais Non Brûlés par rapport au nombre total de pixels réellement non brûlés. En reportant l'indice de *sensibilité* sur un graphique en fonction du pourcentage de Pixels Faux Brûlés (égale à 1- la valeur de l'indice *spécificité*) pour différentes valeurs de seuil, on obtient la courbe ROC (symbolisée par un trait noir continu sur la figure 3-3b). A partir de cette courbe, il est possible d'identifier la valeur du seuil correspondant au meilleur compromis entre une faible erreur de commission et une sensibilité maximale, notée *seuil optimal* sur la figure 3-5b (la flèche noire indique le sens de variation des valeurs de l'indice pour lequel un seuil est recherché). Lorsqu'il n'existe aucune confusion entre les classes (cas idéal), la sensibilité et la spécificité valent 1. Lorsque des confusions sont possibles, il faut donc chercher à s'approcher au plus près du point de coordonnées (0,1) sur la figure 3-5b qui constitue le meilleur compromis. Il peut être déterminé par l'intersection de la courbe et de la droite d'équation $y = -x$ (symbolisée par un trait gris sur la figure 3-3b). Enfin, un modèle aléatoire s'apparente à la droite d'équation $y = x$ (symbolisée par un trait noir en pointillé sur la figure 3-3b).

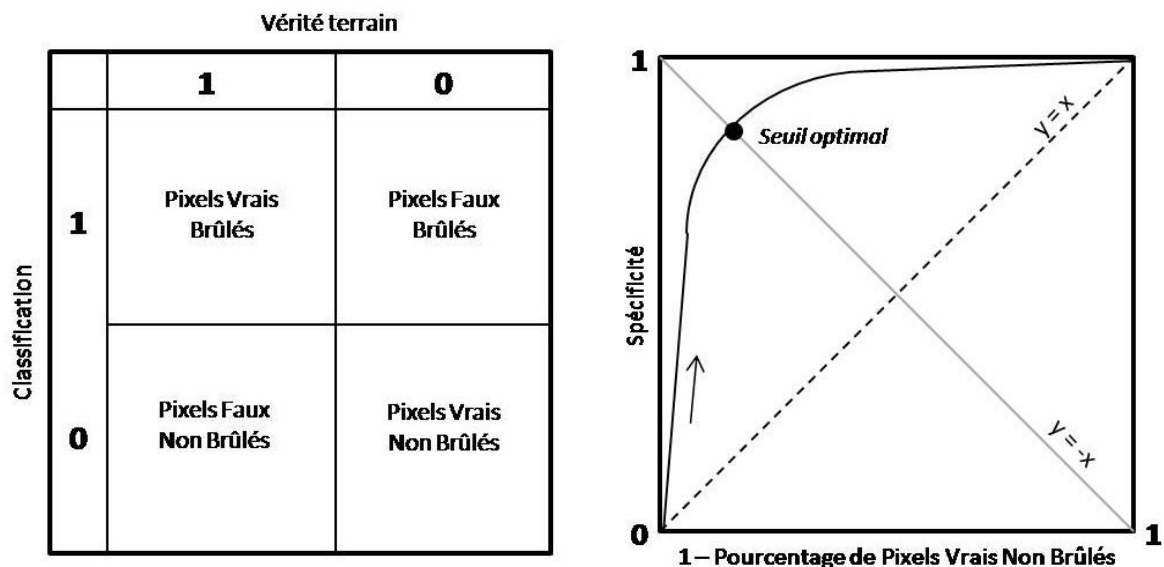


Figure 3-3. Exemple d'une matrice de confusion résultant d'une classification binaire Brûlé (1) et Non Brûlé (0) (à gauche) et exemple de courbe ROC (à droite).

L'indice AUC (aire sous la courbe) fournit également une indication sur la performance globale du modèle (i.e. sur la performance de la méthode de classification utilisée, utile dans le cas où l'on voudrait comparer plusieurs courbes ROC). Cet indice varie entre 0 (discrimination nulle) et 1 (discrimination parfaite) avec une valeur à 0,5 pour la droite ($y = x$).

La construction des courbes ROC nécessite donc des données de référence sur les surfaces brûlées qu'il faut comparer avec les différentes classifications obtenues (une par valeur de seuil testé sur l'indicateur de surfaces brûlées) pour calculer les valeurs de sensibilité et spécificité. Pour ce faire, nous avons constitué un échantillon (dont le principe est présenté à la section 3.2.2) à partir des données de références acquises en 2007.

- Un pixel MODIS est considéré comme non brûlé s'il se caractérise par 0 % de surfaces brûlées à l'intérieur.

- Pour les pixels MODIS considérés comme brûlés, nous avons constitué cinq sous-échantillons en faisant varier le pourcentage de brûlé à l'intérieur du pixel MODIS. L'objectif est d'évaluer la sensibilité de la valeur seuil de l'indicateur BANBI au niveau de mixité brûlé/non brûlé dans un pixel.

L'échantillon se compose de 4100 pixels MODIS considérés comme non brûlés et de 4018 pixels MODIS considérés comme brûlés subdivisés en cinq sous-échantillons de 141, 283, 445, 869 et 4018 pixels MODIS contenant respectivement au moins 90 %, 80 %, 70 %, 50 % et 1 % de surfaces brûlées à l'intérieur du pixel MODIS.

L'application de la valeur seuil définie à partir de l'analyse des courbes ROC sur l'indicateur de surfaces brûlées pour tous les pixels de savane conduit à un résultat de classification binaire : Brûlé / Non Brûlé. La même valeur seuil, calculée pour l'année 2007, est appliquée pour seuiller l'indicateur de surfaces brûlées sur les années 2000 à 2006.

3.4.2 La période d'occurrence du feu

La diminution brutale de la valeur du BI entre deux dates consécutives dans la série temporelle des images du BI MODIS traduit le passage d'un feu. Aussi, pour un pixel identifié comme brûlé, la période d'occurrence du feu correspond aux dates des synthèses pour lesquelles est observée la valeur maximale d'écart du BI entre deux synthèses consécutives sur la saison sèche.

Sur ce principe, un deuxième indicateur, noté dBI_{max} est calculé d'après l'équation (3) pour chaque pixel identifié comme brûlé à partir de l'indicateur de surfaces brûlées. Nous le nommerons « indicateur de période d'occurrence du feu ». Il permet de repérer dans la série temporelle étudiée les dates des images entre lesquelles on mesure le plus grand écart de BI entre deux images consécutives.

$$dBI_{max} = \max(BI_n - BI_{n-1}) \text{ Equation (3)}$$

Avec n correspondant à la date d'une image dans la série temporelle et variant du début de la saison sèche à la fin de la saison sèche.

On récupère ensuite la date de l'image correspondant à la valeur du BI après le passage du feu, noté BI_n dans l'équation (3), que l'on reclasse dans une des trois périodes définies de passage du feu : précoce (entre début avril et fin juin), intermédiaire (entre début juillet et fin août) et tardive (entre début septembre et fin octobre).

Ainsi, chaque pixel de savane identifié comme brûlé au cours d'une année est également caractérisé par la période d'occurrence du feu. La combinaison de ces deux paramètres permet de calculer les deux derniers paramètres relatifs au régime des feux : la fréquence de passage du feu et la période dominante d'occurrence du feu.

3.4.3 La fréquence de passage du feu

L'indicateur de fréquence du feu est calculé à partir de la combinaison des cartes annuelles de l'indicateur de surfaces brûlées. Les valeurs de cet indicateur peuvent être regroupées en trois classes : fréquence nulle indiquant une absence du feu, fréquence du feu en moyenne plus d'une fois et moins d'une fois tous les deux ans, définissant respectivement un usage des feux très fréquent et peu fréquent.

3.4.4 La période dominante d'occurrence du feu

L'indicateur de période dominante d'occurrence du feu est élaboré à partir de la combinaison des cartes annuelles de l'indicateur de période d'occurrence du feu. Nous avons dissocié les feux survenant tôt dans la saison sèche (feux précoces) des feux intermédiaires et tardifs. Il est calculé en faisant le rapport entre le nombre de feux précoces et le nombre de feux intermédiaires ou tardifs observés pour chaque pixel sur toutes les années étudiées. Les valeurs de l'indicateur peuvent être regroupées en trois classes. Les valeurs inférieures à 1 traduisent une majorité de feux intermédiaires

ou tardifs. A l'inverse, celles supérieures à 1 caractérisent les pixels dont la majorité des feux sont précoces. Enfin, la valeur 1 signifie qu'il y a autant de feux précoces que intermédiaires ou tardifs pendant la période analysée. Cette dernière classe n'est pas conservée.

3.4.5 L'indicateur du régime des feux

Le régime des feux est caractérisé à travers un indicateur calculé à partir du croisement des deux indicateurs « fréquence du feu » et « période dominante d'occurrence du feu ». Cinq classes sont proposées. Elles sont définies dans le tableau 3-3.

Tableau 3-3. Définition des classes de l'indicateur d'usage des feux.

Classe d'usage des feux	Classe de l'indicateur de fréquence de retour du feu	Classe de l'indicateur de saisonnalité dominante du feu
1- Pas de feux		
2- Feux peu fréquents et précoces	Moins de 1 feu tous les 2 ans	Feu précoce/Feu tardif > 1
3- Feux peu fréquents et tardifs	Moins de 1 feu tous les 2 ans	Feu précoce/Feu tardif < 1
4- Feux très fréquents et précoces	Plus de 1 feu tous les 2 ans	Feu précoce/Feu tardif > 1
5- Feux très fréquents et tardifs	Plus de 1 feu tous les 2 ans	Feu précoce/Feu tardif < 1

3.5 Application au bassin versant de Marovoay

La méthode présentée précédemment pour caractériser le régime des feux est mise en application sur les savanes du bassin versant de Marovoay. Les résultats sont présentés en trois parties :

- Résultats du calcul de l'indicateur de surfaces brûlées, en particulier la détermination de la valeur seuil par les courbes ROC, et ceux de l'évaluation de la cartographie obtenue avec les références de surfaces brûlées issues des images HRS ;
- Résultats de l'indicateur de période d'occurrence du feu évalués pour l'année 2007 ;
- Résultats cartographiques de tous les indicateurs relatifs au régime des feux calculés pour la période 2000-2007.

3.5.1 Indicateur de surfaces brûlées

La série temporelle de BI MODIS sur la saison sèche 2007 a permis de calculer l'indicateur de surfaces brûlées, pour lequel nous avons ensuite défini une valeur seuil en utilisant les références de surfaces brûlées issues de l'image HRS acquise en septembre 2007. La figure 3-4 illustre les différentes courbes ROC calculées. Nous avons fait varier le seuil de l'indicateur de surfaces brûlées de la valeur minimale (7) à la valeur maximale (84) pour tracer chaque courbe. Les courbes illustrent les différentes valeurs de pourcentage testées pour considérer qu'un pixel MODIS de référence est brûlé ou non. Lorsque cette valeur est supérieure ou égale à 90% ou autrement dit, lorsque dans le pixel de référence de 250 m il y a au plus 10% de surfaces non brûlées, on observe une valeur de seuil optimal de l'indicateur de surfaces brûlées sur la courbe de 35 (figure 3-4, courbe 1). La même valeur est obtenue lorsqu'il y a au plus 20 ou 30% de surfaces non brûlées (figure 3-4, courbes 2 et 3). Lorsque ce pourcentage passe à 50 % (i.e. seulement 50 % de surfaces brûlées dans le pixel de référence – figure 3-4, courbe 4) ou que l'on considère tous les pixels quelque soit le pourcentage de surfaces brûlées dans le pixel de référence (figure 3-4, courbe 5), le seuil sur la courbe ROC correspondante a pour valeur 36. On observe donc une bonne stabilité du seuil au moins jusqu'à 50% de surfaces brûlées dans le pixel de référence. En revanche, les taux d'erreurs d'omissions et de commissions ne sont pas les mêmes. Pour la courbe 1, les erreurs d'omission et de commission pour les surfaces brûlées sont respectivement estimées à 23 % et 22 % au point optimal. Ces taux augmentent continuellement en fonction du niveau de mixité brûlé/non brûlé du pixel. Cette

observation illustre bien la dépendance entre la résolution spatiale des images satellitaires utilisées et le niveau de qualité de détection des surfaces brûlées de petites tailles. Cela confirme les résultats d'autres études menées dans des écosystèmes assez proches (Laris P. S. 2005; Loboda T. et al. 2007; Silva J.M.N. et al. 2005).

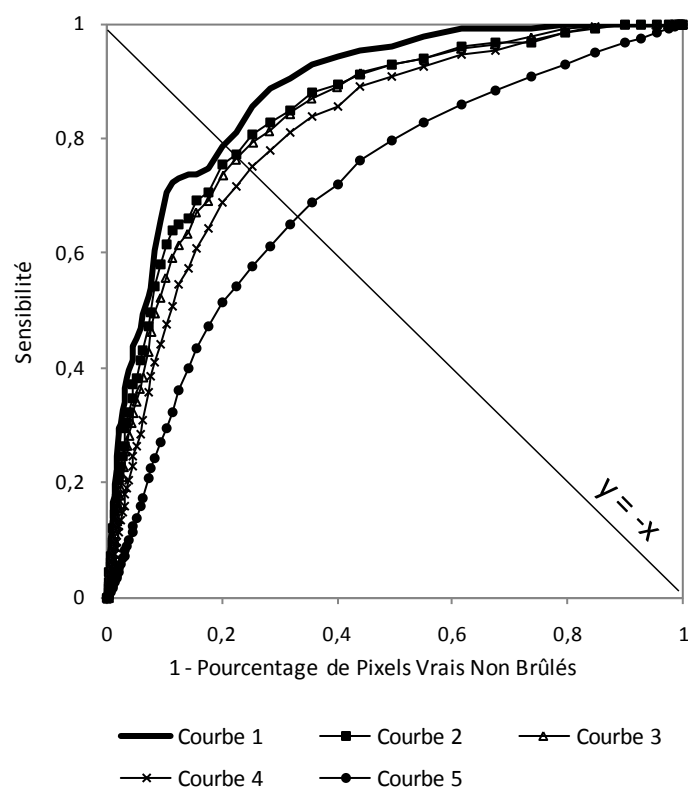


Figure 3-4. Courbes ROC construites à partir de 5 échantillons variant selon le pourcentage de surfaces brûlées dans le pixel de référence (90 %, 80 %, 70 %, 50 % et tous les pourcentages).

D'après la cartographie des surfaces brûlées établie à partir d'images à haute résolution spatiale, 90 % des surfaces brûlées ont une surface inférieure ou égale à la surface d'un pixel MODIS à 250 m. Il apparaît donc important que l'indicateur proposé puisse identifier des pixels MODIS mixtes brûlé / non brûlé.

Nous avons retenu la valeur de 35 pour le seuil de l'indicateur de surfaces brûlées, qui doit permettre d'identifier comme brûlés les pixels MODIS contenant au minimum 50 % de surfaces brûlées à l'intérieur. Cette valeur seuil a été appliquée sur toutes les années couvertes par la série temporelle d'images MODIS (2000-2007).

La qualité des résultats a été évaluée pour les trois années 2000, 2005 et 2007 pour lesquelles nous disposons de données de références sur les surfaces brûlées (cf. section 2.2).

Pour les trois années, dans les échantillons utilisés pour la validation :

- Les pixels MODIS considérés comme non brûlés contiennent 0 % de surfaces brûlées à l'intérieur.
- Les pixels MODIS considérés comme brûlés contiennent au moins 90 % de surfaces brûlées à l'intérieur.

Le tableau 3-4 présente les valeurs obtenues pour les indices de précision cartographique et de Kappa, calculées à partir des matrices d'erreur. Selon l'année, l'indice de précision cartographique varie peu (entre 76 % et 79 %), tout comme l'indice Kappa (entre 0.74 et 0.76). Cela traduit une bonne qualité d'identification des surfaces brûlées.

Tableau 3-4. Valeurs des indices de précision cartographique et de kappa pour les surfaces brûlées annuelles cartographiées en 2000, 2005 et 2007.

	2000	2005	2007
Précision cartographique	79 %	78 %	76 %
Surfaces brûlées annuelles			
Indice Kappa	0.76	0.75	0.74

3.5.2 Indicateur de période d'occurrence du feu

Pour chaque pixel MODIS identifié comme brûlé d'après l'indicateur de surface brûlée, nous avons ensuite calculé l'indicateur de période d'occurrence du feu. Le résultat a été évalué pour l'année 2007, à partir d'un échantillon de pixels MODIS considérés comme brûlés (c'est-à-dire contenant au moins 90 % de surfaces brûlées à l'intérieur) pour lesquelles la date de passage du feu pendant la saison sèche a été renseignée pendant la campagne de terrain (cf. section 3.3).

Le tableau 3-5 contient les valeurs des indices de précision cartographique calculés pour les feux précoces, intermédiaires et tardifs. Les valeurs sont globalement bonnes (entre 68 % et 80 %). Cependant, les résultats montrent que l'indicateur de surface brûlée est meilleur pour cartographier les surfaces brûlées correspondantes à des feux précoces ou intermédiaires.

Tableau 3-5. Valeurs des indices de précision cartographique pour les surfaces brûlées annuelles cartographiées en 2000, 2005 et 2007.

Surfaces brûlées annuelles	2007
<i>Précoces</i>	77 %
<i>Intermédiaires</i>	80 %
<i>Tardifs</i>	68 %

3.5.3 Résultats cartographiques

Après avoir évalué les indicateurs de surfaces brûlées et de période d'occurrence des feux, nous les avons calculés sur toute la période 2000-2007. La figure 3-5 présente les cartes de surfaces brûlées annuelles pour lesquelles les périodes d'occurrence du feu ont été définies.

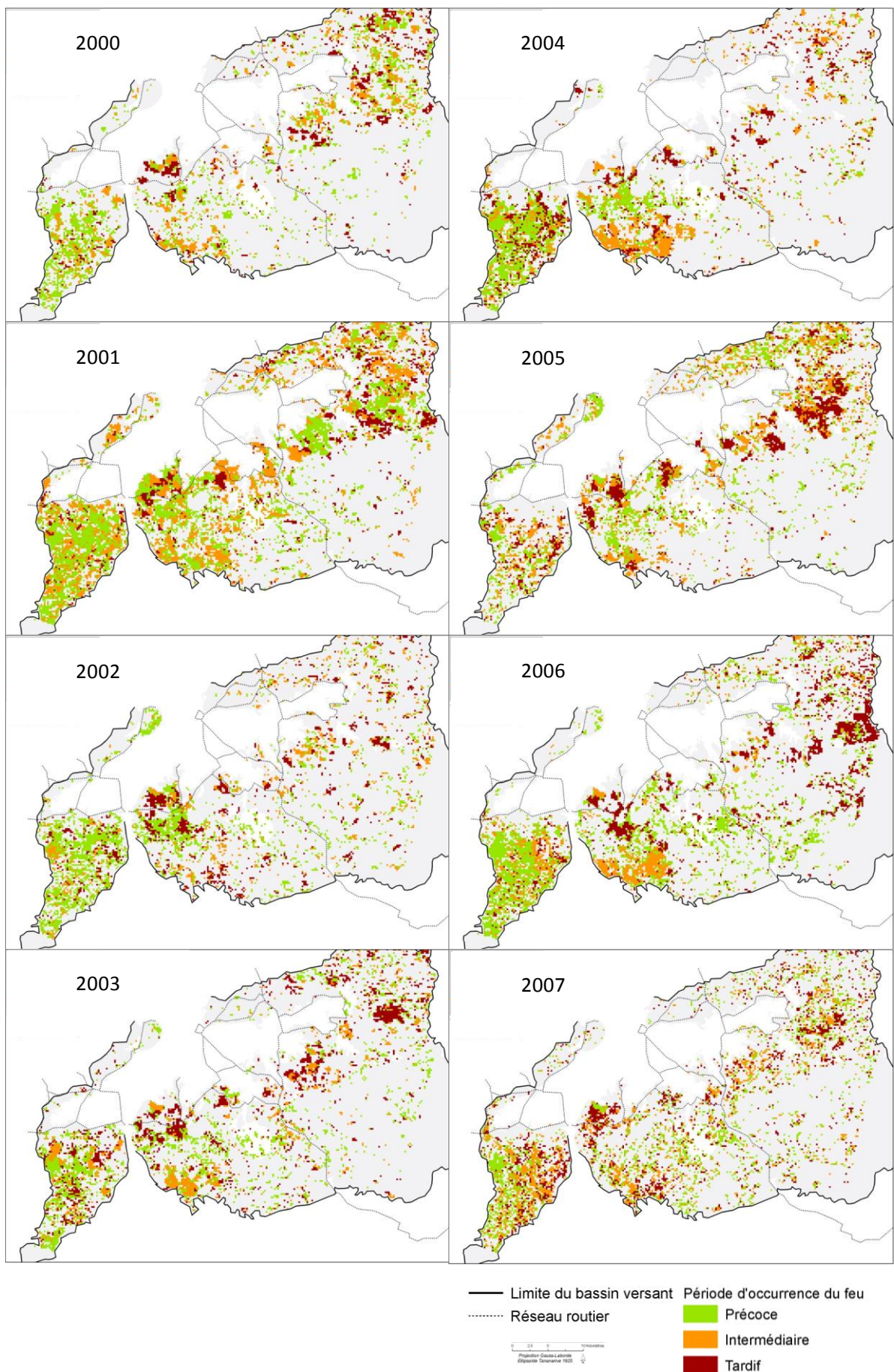


Figure 3-5. Cartes des surfaces brûlées annuelles de savanes et des périodes d'occurrence du feu pour la période 2000-2007 sur le bassin versant de Marovoay.

Les surfaces brûlées annuelles et périodes d'occurrence du feu

D'après la figure 3-5, on observe que les savanes situées à l'ouest, sur la rive gauche du fleuve sont brûlées fréquemment, sur de nombreuses petites surfaces, et de manière précoce dans la saison sèche. Puisqu'en début de saison sèche la couverture herbeuse est encore humide, cela contribue à limiter l'étendue des surfaces brûlées. Pour cette zone, il s'agit principalement de feux de culture sur *baiboho* (terre fertile de décrue) pratiquée dès que la saison des pluies se termine mais aussi, de feux de pâturage, utilisés pour favoriser la repousse d'herbe pour les bœufs, ou encore, et plus marginalement, de feux allumés par les *dahalo* (voleurs de zébus) cherchant à masquer leurs traces.

Pour les savanes situées à l'est (sur la rive droite du fleuve) et au sud de la zone d'étude, les feux sont fréquents mais plus tardifs dans la saison sèche. Aussi, du fait de l'état de sécheresse de la couverture herbeuse, ils affectent des surfaces plus importantes. Il s'agit principalement de feux de pâturage et de cultures sur *tanety*. Dans cette zone, la proximité au Parc National d'Ankarafantsika (située au sud de la zone d'étude) influence les éleveurs dans leur usage du feu.

Enfin, les savanes situées au nord de la zone, sur la rive droite du fleuve, sont brûlées peu fréquemment, affectant de petites surfaces discontinues. Il s'agit de feux de nettoyage des champs de cultures ou de défrichement et de feux prenant source par des fours pour le charbonnage.

Sur les 8 années d'observation, les années 2001 et 2006 sont celles où il apparaît le plus de surfaces brûlées. La principale raison est liée à l'actualité politique du pays (élections présidentielles en décembre 2001 et 2006). Le feu est aussi utilisé à ces périodes comme outil de révolte sociale et de contestation face au gouvernement en place.

La fréquence de passage du feu

La combinaison des huit cartographies de surfaces brûlées entre 2000 et 2007 a permis d'aboutir à une cartographie de la fréquence des feux (Figure 3-6). Les valeurs de fréquence du feu varient de zéro (pixel jamais brûlé) à huit fois (pixel brûlé tous les ans).

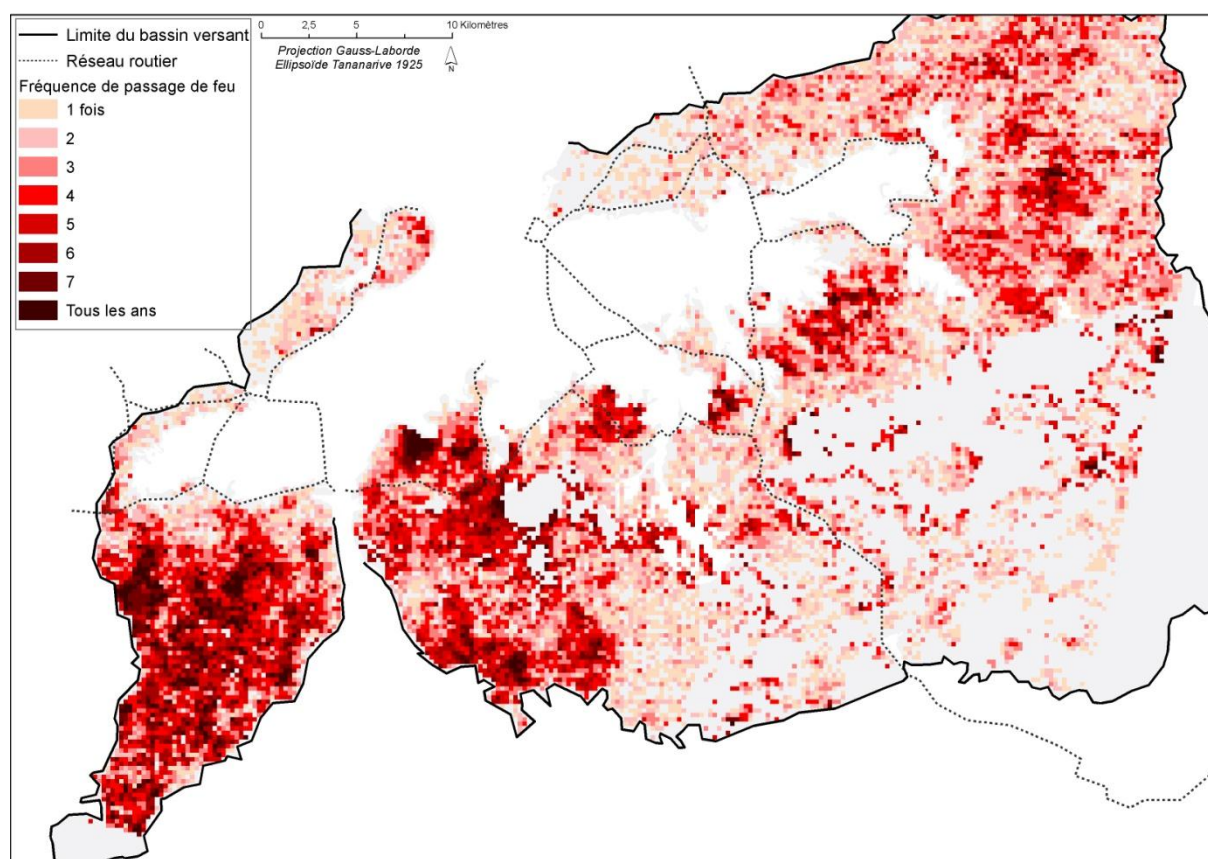


Figure 3-6. Carte de la fréquence de passage du feu entre 2000 à 2007 sur le bassin-versant de Marovoay.

On observe que la quasi-totalité des surfaces de savanes ont été brûlées au cours des huit années étudiées. Les savanes situées sur la rive gauche du fleuve sont les plus affectées par le feu. Sur la rive droite, les savanes à proximité du périmètre irrigué apparaissent autant brûlées que celles situées dans la zone périphérique du Parc National d'Ankarafantsika.

Nous avons ensuite calculé les variations interannuelles du nombre de feux sur la zone de savane pour les feux précoces (figure 3-7a) et tardifs (figure 3-7b) par rapport à la moyenne calculée sur les huit années. Cela permet de caractériser des années particulières en terme d'activité des feux comme par exemple l'année 2001, avec près de 60 % de plus de feux précoces que la moyenne 2000 – 2007 et l'année 2006, avec 25 % de plus de feux tardifs que la moyenne 2000 – 2007.

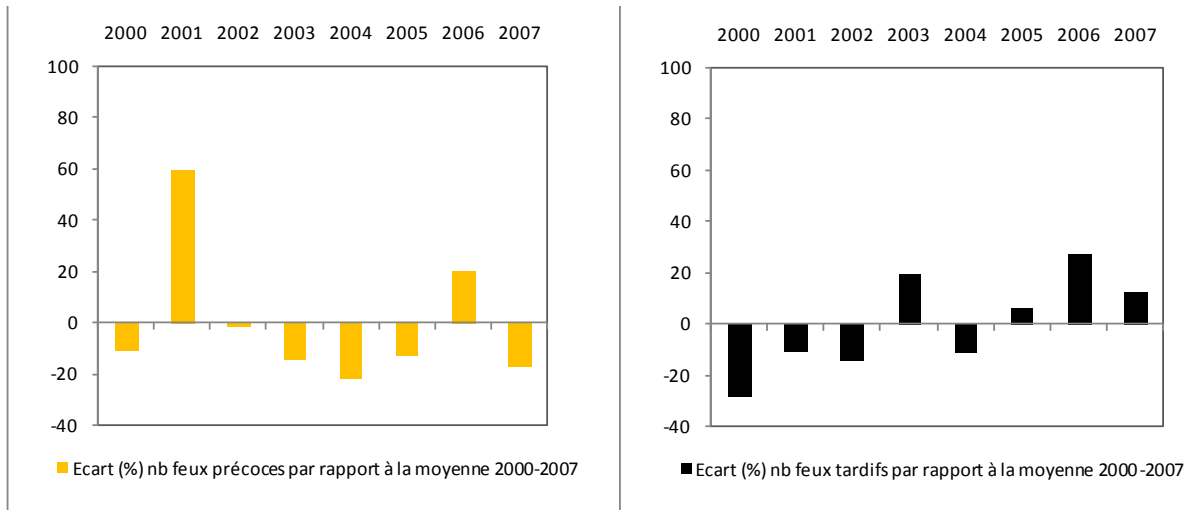


Figure 3-7. Variation interannuelle du nombre de feux précoces (à gauche) et tardifs (à droite) entre 2000 et 2007.

La période dominante d'occurrence du feu

En combinant les huit cartes de l'indicateur de période d'occurrence du feu, nous avons calculé pour chaque pixel l'indicateur de période dominante d'occurrence du feu sur la période 2000 – 2007, représenté cartographiquement sur le site d'étude sur la figure 3-8.

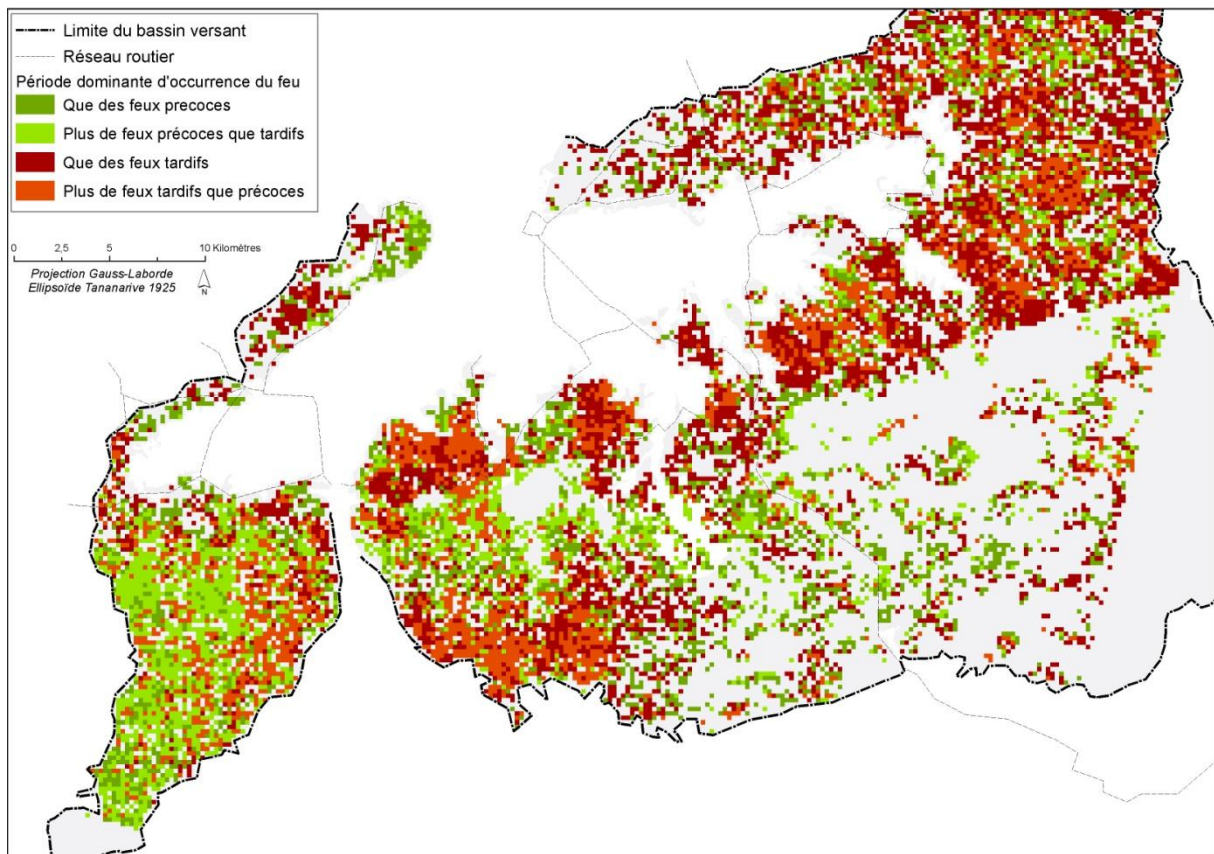


Figure 3-8. Carte de la période dominante d'occurrence des feux entre 2000-2007 sur le bassin-versant de Marovoay.

L'indicateur du régime des feux

La figure 3-9 représente la répartition spatiale sur le site d'étude des classes d'usage des feux. Elle fait apparaître de grands contrastes entre rives gauche et droite et entre zones proches et éloignées du périmètre irrigué. Les savanes de la rive gauche sont davantage concernées par des feux précoces (peu et très fréquents) contrairement à celles de la rive droite brûlée plutôt tardivement dans la saison sèche. Les savanes incluses dans le Parc National d'Ankarafantsika sont également brûlées plutôt tardivement mais avec des fréquences variables.

L'omniprésence des surfaces brûlées confirme que le feu est une pratique complètement associée à une utilisation des terres à vocation agricole ou pastorale, y compris dans les aires protégées (savanes du Parc National d'Ankarafantsika).

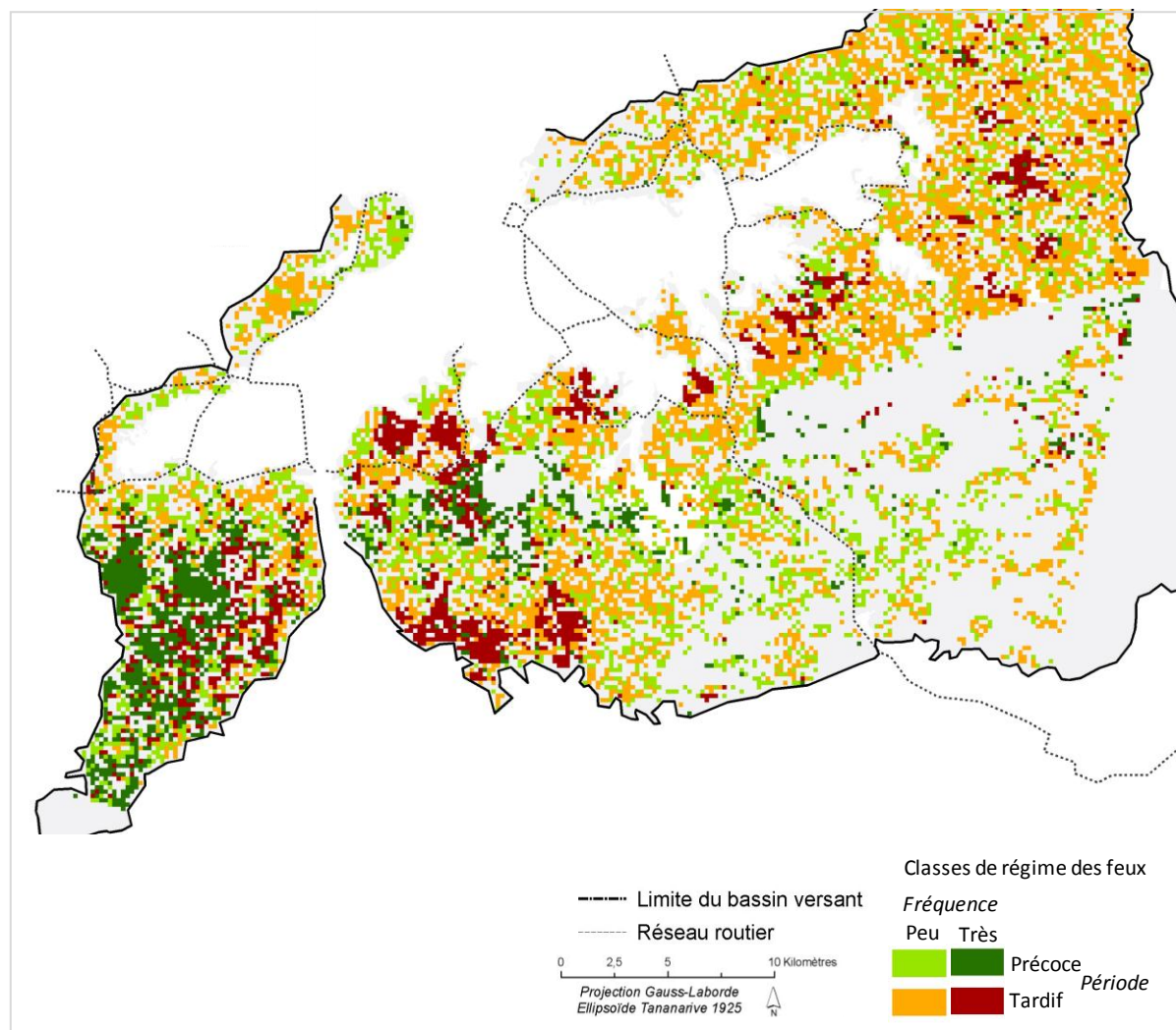


Figure 3-9. Carte de l'indicateur du régime des feux entre 2000-2007 sur le bassin-versant de Marovoay.

3.6 Discussion

3.6.1 Choix de l'Indice de Brillance

Parmi les six indices spectraux testés, l'Indice de Brillance et l'Albédo ont des résultats très proches. Mais le BI est celui pour lequel les valeurs de séparabilité sont globalement les meilleures et les plus constantes. Son potentiel de discrimination s'exprime d'autant mieux qu'il est utilisé avec des images pré- et post-feu. Or le BI n'a jusqu'alors été employé que dans les domaines de la caractérisation de type de sol (Escadafal R. 1994) ou de la végétation en zone aride (Escadafal R. and Bacha S. 1996). Son cadre d'application est ainsi étendu à la détection des surfaces brûlées dans le cas de savane marquée par une dégradation de la couverture végétale.

Cependant, les conditions de l'analyse spectrale doivent être prises en compte pour nuancer les résultats présentés. Tout d'abord, l'échantillon de surface brûlée utilisé pour extraire la signature spectrale se compose de pixels dont le pourcentage de surface brûlée à l'intérieur est supérieur ou égal à 90% de la surface du pixel. Dans le cas d'un pixel MODIS à 250 m, cela signifie que la plus petite surface brûlée identifiable est d'environ 5 ha. Cette limite de détection doit être mise en relation avec la taille des surfaces brûlées à identifier sur le territoire étudié pour le choix de la résolution spatiale de la donnée de télédétection à utiliser. Ensuite, les conclusions sur le BI ont été établies à partir des résultats obtenus sur le bassin versant de Marovoay. Ce site d'étude a été choisi pour son caractère représentatif de la situation des savanes observée à Madagascar. L'intérêt de l'utilisation de cet indice

spectral pour l'identification des surfaces brûlées de savane serait renforcé si nous testions son potentiel dans d'autres écosystèmes de savane.

3.6.2 Intérêt de la méthode de seuillage par les courbes ROC

Avec la méthode proposée, les surfaces brûlées ont été identifiées avec une relativement bonne précision globale (> 75%) et cette qualité est comparable pour les trois années évaluées. Pour confirmer l'intérêt de l'utilisation des courbes ROC comme méthode de seuillage, nous avons sélectionné dans la littérature deux exemples de cartographies de surfaces brûlées utilisant d'autres méthodes de seuillage, appliquée sur des écosystèmes assez proches des savanes de Madagascar et validée à partir de périmètres de surfaces brûlées issus d'images HRS ou de références de terrain.

La méthode décrite par (Barbosa P.M. et al. 1999) propose une détection des surfaces brûlées à partir du calcul d'une combinaison de trois seuils (temporel, fixe et automatique) sur quatre indices spectraux (VI3T – GEMI – PIR – MIR) couvrant les domaines spectraux du visible au thermique. Ce calcul est réalisé pour chaque année étudiée. Cette approche est appliquée à l'échelle du continent africain. Les cartographies résultantes des surfaces brûlées sont évaluées par comparaison avec des images satellitaires à haute résolution spatiale (Landsat TM). La précision globale déterminée pour trois années, varie entre 68 % et 75 % en fonction de l'activité annuelle des feux.

La méthode développée par (Chongo D. et al. 2007) utilise un seuillage automatique sur des valeurs minimum et moyenne de l'indice NDVI calculé pour chaque année étudiée. Elle est appliquée pour la détection des surfaces brûlées de savane à une échelle régionale, sur le site du Kruger National Park en Afrique du Sud. Les cartographies, résultantes des surfaces brûlées évaluées sur trois années à l'aide de références de terrain, montrent une précision globale faible et très variable d'une année à l'autre (entre 4 % et 56 %).

D'après ces observations, il semble que globalement, la méthode proposée permette d'aboutir à des cartographies de surfaces brûlées de qualité comparable voire supérieure aux autres. Cela met en avant l'intérêt de l'utilisation des courbes ROC pour déterminer le seuil de détection des surfaces brûlées : cette méthode contribue à fournir une aide à la détermination automatique du seuil optimal de l'indice spectral en minimisant les confusions.

3.6.3 Choix de la résolution temporelle des images MODIS

Parmi les données MODIS à 250 m dans les bandes spectrales Rouge et PIR, deux types d'images sont disponibles : des synthèses à 8 jours (MOD09Q1) et des synthèses à 16 jours (MOD13Q1). Nous avons calculé les courbes ROC pour l'année 2007 à partir de ces deux types d'images pour un échantillon de surfaces brûlées composé de pixels dont le pourcentage de brûlé à l'intérieur est supérieur ou égale à 90% (figure 3-10).

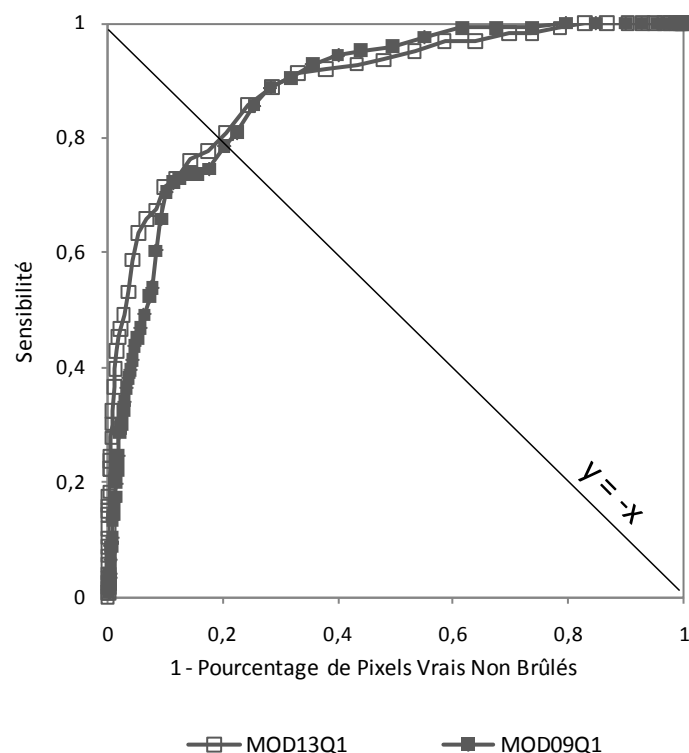


Figure 3-10. Courbes ROC construites, pour l'année 2007, à partir de deux séries d'images MODIS dont la résolution temporelle varie entre 8 jours (MOD09Q1) et 16 jours (MOD13Q1).

Nous avons ensuite calculé, à partir des courbes ROC, les erreurs de commission et d'omission correspondant à la valeur seuil optimale pour l'indicateur de surfaces brûlées (Tableau 3-6).

Tableau 3-6. Erreurs de commission et d'omission correspondant à la valeur seuil optimal pour l'indicateur de surfaces brûlées.

Images MODIS	Erreur omission	Erreur commission
MOD09Q1	20 %	22 %
MOD13Q1	19 %	22 %

Quelque soit le choix entre les deux synthèses possibles (8 et 16 jours), les niveaux d'erreur sont équivalents. Le choix de la résolution temporelle pourra donc se faire selon la précision attendue dans la détermination de la période d'occurrence du feu ou selon le niveau de qualité des images MODIS, qui peut beaucoup varier selon la localisation géographique de la zone étudiée.

Enfin, nous avons fait le choix d'utiliser des images MODIS correspondantes à des produits de synthèse. En effet, le recours à des synthèses permet de minimiser les perturbations du signal sur les images journalières dues aux nuages et aux effets atmosphériques (Barbosa P.M. et al. 1998). Plusieurs méthodes de composition des synthèses ont été développées spécifiquement pour l'identification de surfaces brûlées avec des performances variables selon les capteurs utilisés et les écosystèmes considérés (Barbosa P.M. et al. 1998; Chuvieco E. et al. 2005; Miettinen J. and Liew S.C. 2008; Sousa A.M.O. et al. 2003; Stroppiana D. et al. 2002). Ces méthodes utilisent des bandes spectrales (Rouge, Proche Infrarouge, Moyen Infrarouge, Température de surface) ou des indices spectraux (NDVI, NBR, Albédo) sensibles à la présence de surfaces brûlées ou au passage du feu. Les techniques pour sélectionner la valeur du pixel conservé dans le produit de synthèse repose sur la recherche soit d'une valeur maximale (*Maximum Value Composite* - MVC), soit d'une valeur minimale (*Minimum Value Composite* - MiVC), soit d'une combinaison entre valeurs minimale et maximale parmi les images journalières.

Dans ce travail, nous n'avons pas abordé la question du choix de la méthode de composition de la synthèse. Nous avons privilégié l'utilisation de produit immédiatement disponible pour assurer une plus grande transférabilité/opérationnalité de la méthode proposée. Cependant, il pourrait être intéressant de tester si ces différentes méthodes de composition de synthèse contribuent à améliorer significativement la qualité de la cartographie des surfaces brûlées annuelles obtenues à partir des produits de synthèses MODIS standards (MOD09Q1 et MOD13Q1). Dans une démarche de développement ou d'amélioration d'une méthode de cartographie des surfaces brûlées, cette analyse permettrait de mesurer en quoi les prétraitements sur la donnée de télédétection conditionnent la qualité du résultat final. Cela amènerait à faire plus facilement des arbitrages quant aux axes de recherche à poursuivre.

3.6.4 Comparaison avec le produit MODIS « Surfaces Brûlées »

Le produit MODIS Surface Brûlée (MCD45) mis à disposition par le MODIS Science data team correspond à une série temporelle d'images à 500 m de résolution spatiale, produite à différents pas de temps (journalier, tous les 8 jours ou tous les mois) et détectant à l'échelle du globe les surfaces brûlées (localisation et date approximative du feu) (Roy D. P. et al. 2005). Il peut être considéré comme une donnée de référence dans le domaine de la cartographie des surfaces brûlées. C'est pourquoi nous avons cherché à évaluer le niveau de complémentarité entre les cartes de surfaces brûlées produites à partir de ce produit et celles obtenues par application de notre méthode. Pour cela, nous avons comparé les résultats pour l'année 2007. Sur la figure 3-11, la carte de gauche représente les surfaces brûlées au cours de la saison sèche d'après l'indicateur de surfaces brûlées et la carte de droite représente les surfaces brûlées au cours de la saison sèche et obtenues à partir de la série des images mensuelles du produit MCD45A1.

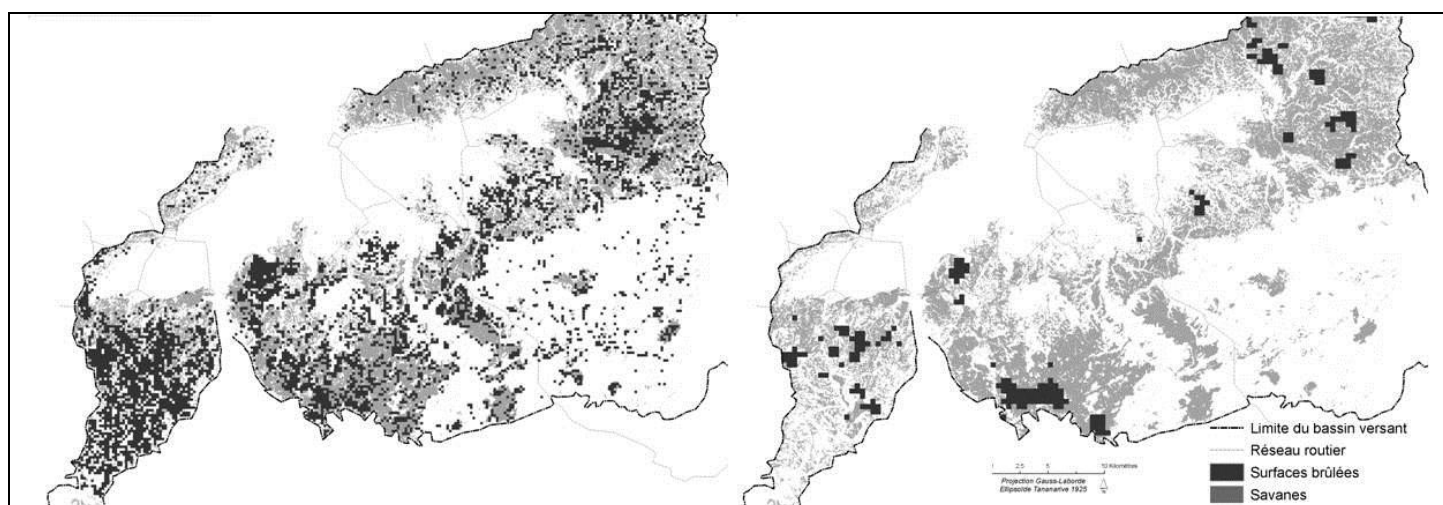


Figure 3-11. Cartes des surfaces brûlées établies pour l'année 2007 à partir de l'indicateur de surfaces brûlées (à gauche) et du produit MODIS MCD45 Surface Brûlée (à droite).

Deux critères de comparaison sont analysés.

- **La capacité de cartographie des taches brûlées selon le type de mosaïque surfaces brûlées/non brûlées observés sur le site d'étude.**

On constate qu'appliqué à l'échelle du site d'étude, le produit MCD45A1 permet uniquement de détecter les grandes surfaces brûlées homogènes. Les petites surfaces brûlées ne sont pas reconnues. En revanche, l'approche proposée dans ce travail permet de détecter une plus grande diversité de surfaces brûlées. Cette différence s'explique en grande partie par la relation entre la taille des surfaces brûlées à identifier et les résolutions spatiales des produits MODIS utilisées (250 m et 500 m). Le produit MCD45A1 n'est pas adapté à notre échelle de travail.

▪ **L'écart dans l'estimation des surfaces brûlées.**

A partir des deux cartes de surfaces brûlées, nous avons essayé de quantifier, pour chacune, les surfaces brûlées. Pour cela, nous avons multiplié le nombre de pixels détectés comme brûlés par l'unité de surface correspondant à la surface d'un pixel.

Dans le produit MCD45A1, un pixel est considéré comme entièrement brûlé ou non brûlé. La surface brûlée pendant la saison sèche correspond alors au nombre de pixels détectés comme brûlés multiplié par la surface d'un pixel (c'est-à-dire 25 ha), soit 7625 ha.

Dans notre travail, nous avons pondéré les deux termes de la multiplication :

- La validation sur 2000, 2005 et 2007 a permis de définir une erreur moyenne de commission sur les surfaces brûlées de 22 %. Le nombre de pixels détectés comme brûlés est corrigé en prenant en compte cette erreur.
- La valeur seuil utilisée pour détecter les pixels brûlés est valable pour des pixels MODIS contenant entre 50 % et 100 % de brûlé. D'après la comparaison avec les surfaces brûlées issues des images HRS, le pourcentage moyen de surfaces brûlées dans le pixel MODIS de 250 m est de 63 %. L'unité de surface utilisée dans le calcul équivaut à la surface correspondante à ce pourcentage dans le pixel MODIS, soit 3,9 ha.

D'après ce calcul, la surface brûlée pendant la saison sèche est de 15414 ha.

La comparaison de ces deux chiffres permet d'établir que :

- Pour le produit MCD45A1, les surfaces brûlées sont globalement très sous-estimées. Deux problèmes sont identifiés selon le type de taches brûlées : d'une part, l'omission des petites taches entraîne une sous-estimation des surfaces brûlées ; d'autre part, un pixel est considéré comme entièrement brûlé alors que très probablement la surface réellement brûlée est inférieure à la taille du pixel (25 ha), ce qui entraîne a contrario une surestimation des surfaces brûlées.
- En appliquant notre méthode, l'estimation de la surface brûlée est proche de celle établie à partir des deux images SPOT-5 acquises en juin et octobre 2005 (14410 ha) moyennant l'application des deux facteurs correctifs.

Conclusion

Rappel des objectifs définis

« Notre objectif consiste à proposer une méthode de caractérisation du régime des feux, adaptée aux savanes à Madagascar et à l'échelle de notre site d'étude, en se basant sur l'utilisation d'une série temporelle d'images MODIS. [...] Nos travaux portent plus spécifiquement sur le choix d'un indice spectral adapté pour l'identification des surfaces brûlées dans le contexte de savane dont le taux de couvert végétal est très hétérogène et sur le développement d'une méthode de cartographie des surfaces brûlées annuelles basée sur l'exploitation d'une série d'images MRS utilisant une méthode de seuillage. [...] Le résultat doit permettre de fournir une information sur les surfaces brûlées de savane à une échelle venant en complémentarité d'autres produits MODIS adaptés à l'échelle du pays.

Résultats atteints

L'analyse spectrale fait apparaître que les indices basés sur les bandes spectrales Rouge et PIR généralement utilisés dans la littérature pour l'identification des surfaces brûlées ne sont pas adaptés au contexte des savanes à Madagascar : L'Indice de Brillance est le plus pertinent.

La méthode proposée de traitement des séries temporelles d'Indice de Brillance MODIS a permis de construire des indicateurs utilisés pour estimer les paramètres définis pour caractériser le régime des feux.

- Pour l'indicateur de surfaces brûlées, les résultats montrent que la méthode de seuillage avec les courbes ROC est performante avec un niveau de qualité comparable ou supérieur à d'autres méthodes de seuillage. Le principal avantage de cette technique est de permettre de produire un document cartographique avec un niveau d'erreur connu et maîtrisé.
- L'indicateur de période d'occurrence du feu présente l'intérêt de détecter autant les feux précoces que les feux intermédiaires ou tardifs, avec un niveau d'erreur acceptable.
- L'indicateur de régime des feux a permis de définir des classes qui prennent en compte les deux paramètres « fréquence du feu » et « période d'occurrence du feu » qui sont mis en cause dans l'explication des dynamiques de végétation des savanes.

A l'échelle du site d'étude, les produits « Surfaces Brûlées » MODIS disponibles directement ne sont pas adaptés. La méthode proposée fournit des informations sur les surfaces brûlées à un niveau d'échelle complémentaire de celles issues de la BRS.

Par rapport aux précédents travaux étudiant la relation « feu – dynamique de végétation » à partir de données de télédétection, les résultats obtenus sur le site d'étude permettent de mettre en évidence les avantages de l'utilisation d'une série temporelle d'images MODIS à 250 m pour estimer le régime des feux.

- Cartographier les surfaces brûlées quelque soit la période d'occurrence des feux (précoces ou tardifs) avec une qualité comparable ;
- Identifier plusieurs tailles de surfaces brûlées observées sur le site d'étude avec un niveau d'erreur d'omission et de commission acceptable ;
- Suivre l'activité des feux sur plusieurs années et intégrer, par conséquent, le paramètre « fréquence du feu » dans la définition du régime des feux.

En résumé, trois points forts ressortent de ce travail d'exploitation de série temporelle d'images MODIS : 1) Le caractère opérationnel de la méthode développée pour le suivi des surfaces brûlées à l'échelle de bassin versant à Madagascar ; 2) La complémentarité de l'information sur les surfaces brûlées avec celles issues des produits MODIS existants, en particulier l'information sur les feux actifs dans les aires protégées fournie par le système d'alerte FIRMS ; 3) La production d'une information sur le régime des feux adaptée pour être mise en relation avec une information sur la dynamique de végétation des savanes.

CHAPITRE 4 - CARACTERISATION DE LA DYNAMIQUE DE VEGETATION DES SAVANES

Introduction

Après avoir proposé une méthode pour caractériser le régime des feux, l'objectif de ce chapitre est de présenter les traitements réalisés sur une série temporelle d'images NDVI-MODIS pour caractériser les dynamiques de végétation des savanes du site d'étude. Pour cela, nous explorons le potentiel de deux méthodes de détection des changements dont le principe repose sur l'utilisation de la dimension temporelle des images satellitaires pour identifier des classes de changements en fonction de leur signature temporelle (Hostert P. et al. 2003; Kennedy R.E. et al. 2007). Une démarche d'évaluation des résultats est proposée. Elle se base sur la comparaison des dynamiques de végétation observées à partir des traitements de la série temporelle des images MODIS et à partir de l'analyse diachronique d'images HRS. L'information produite doit pouvoir être mise en relation avec l'indicateur de régime des feux pour étudier la relation « feu-dynamique de végétation ».

4.1 Détermination des paramètres traduisant la dynamique de végétation des savanes

La dynamique de végétation des savanes se caractérise par des successions de formations végétales observables à différentes échelles dans l'espace et dans le temps. Les changements identifiés affectent la structure de la végétation, sa composition floristique et son fonctionnement. Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1, la dynamique de végétation dans les savanes du site d'étude correspond :

- A une évolution **progressive** : Elle se traduit par une modification de la structure de la végétation avec une disparition de la strate herbacée au profit de la strate ligneuse (arbustive et/ou arborée), une augmentation du taux de recouvrement de la végétation et une végétation de plus en plus active (accroissement de la biomasse verte produite).
- A une évolution **régressive** : Elle se traduit par une diminution du taux de recouvrement de la strate herbacée au profit du sol nu, une modification de la composition en espèces herbacées, avec une disparition d'*Hyparrhénia rufa* au profit d'*Aristida stricta* et *Aristida Barbicollis*, et une végétation de moins en moins active (diminution de la biomasse verte produite).
- A une **stabilité** des savanes : Elle se traduit par un maintien du taux de recouvrement de la strate herbacée avec la présence d'une strate ligneuse et un maintien de l'activité végétale (niveau stable de biomasse verte produite).

Ces trois types d'évolution des savanes s'appuient sur les mêmes paramètres biophysiques de la végétation mais se différencient par le sens de variation de ces derniers. Ces paramètres peuvent être estimés à partir de données de télédétection en utilisant des ratios ou des combinaisons linéaires des valeurs de réflectance dans les bandes spectrales du Rouge (R) et Proche Infrarouge (PIR). L'indice de végétation NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index* (Rouse J. W. et al. 1974) est le plus fréquemment utilisé pour évaluer la couverture végétale vivante. Il traduit l'activité photosynthétique de la plante qui est étroitement corrélé au taux de recouvrement de la végétation (Pickup G. et al. 1994; Purevdoy T. et al. 1998; Wessels K.J. et al. 2001) et à la production de biomasse verte (Maselli F. and Chiesi M. 2006; Paruelo J.M. et al. 1997; Running S.W. and Nemani R.R. 1988; Wang J. et al. 2004). Il est un bon indicateur de l'activité de la végétation, sensible aux variations spatiales et temporelles des conditions phénologiques du couvert végétal (Huete A.R. et al. 2002). Malgré ses limites, dont sa sensibilité modérée au sol sous-jacent et aux conditions atmosphériques, le NDVI reste un indice simple, très robuste et le plus largement utilisé pour suivre la dynamique de végétation des savanes. Il a été largement utilisé pour étudier les évolutions régressives de ces milieux en lien avec le processus de dégradation (Anyamba A. and Tucker C.J. 2005; Bai Z.G. et al. 2008a; Olsson L. et al.

2005; Propastin P. and Kappas M. 2008; Singh D. et al. 2006; Wessels K.J. et al. 2004), y compris dans les savanes à faible couvert végétal (Sjöström M. et al. 2009). Dans ce travail, l'indice de végétation NDVI est considéré comme la donnée indirecte pour mesurer les paramètres dont les variations traduisent la dynamique de végétation des savanes.

4.2 Mise en forme des données MODIS

Nous utilisons la série des NDVI-MODIS sur la période 2000-2007 (23 images par an sauf pour 2000 soit un total de 178 images), issus des produits MOD13Q1 d'indices de végétation du capteur Terra-MODIS (collection 5) et présentés dans le chapitre 2. Il s'agit de synthèses composées sur 16 jours, disponibles depuis février 2000, à 250 m de résolution spatiale.

Avant d'être analysées, les données subissent deux pré traitements : 1) Création d'un masque qualité, 2) Lissage des valeurs de NDVI.

4.2.1 Création d'un masque qualité

Pour chaque synthèse, une image est fournie dans laquelle la qualité des données de chaque pixel est qualifiée selon différents indicateurs codés sur 16 bits. Nous utilisons l'indicateur « Usefulness Index » pour sélectionner les données sans nuages et présentant le niveau le plus élevé de qualité (Huete A.R. et al. 1999). Le tableau 4-1 indique le niveau de qualité de la mesure du NDVI associé à une valeur de l'indicateur « Usefulness Index ».

Tableau 4-1. Niveau de qualité de la mesure de NDVI associé à une valeur de l'indicateur de la bande qualité du produit MODIS Indices de végétation MOD13Q1 (Huete A.R. et al. 1999).

Valeur « Usefulness Index »	Interprétation de la qualité de la mesure du NDVI
0	Qualité la plus élevée
1	
2-6	
7	Non définie
8	Qualité intermédiaire
9	
10	
11	Faible qualité (76-79% de nuages et aérosols)
12	Faible qualité (76-79% de nuages et aérosols, angle de visée et solaire)
13	
14	
15	Incertitude sur la qualité
	Qualité très faible
	Données non utilisables

Parmi les 15 valeurs possibles de l'indicateur « *Usefulness Index* » (entre 1 et 15), les pixels présentant une valeur supérieure à 7 ne sont pas retenus. Les valeurs de NDVI correspondantes sont éliminées.

4.2.2 Lissage des valeurs de NDVI

Même si l'utilisation de la bande qualité permet d'identifier un certain nombre de données aberrantes, la série temporelle de NDVI contient toujours des erreurs se traduisant généralement par une baisse de NDVI. Pour les corriger, il convient d'utiliser des méthodes de lissage.

D'après plusieurs auteurs, le choix de la méthode de lissage d'une série temporelle d'images satellitaires ne semble pas crucial (Loe L.E. et al. 2005; Pettorelli N. et al. 2005). Cependant, en fonction du niveau de bruit caractérisant la série originale et du type d'analyse réalisé, le test de plusieurs méthodes de lissage est intéressant pour vérifier que le résultat n'est pas influencé.

Selon les techniques, celles qui suivent au plus près la série originale, type méthode BISE - *Best Slope Index Extraction* (Viovy N. et al. 1992), ou celles qui ont tendance à moyenner ou être très influencées par des valeurs hautes ou basses, type méthode de Savitsky-Golay (Chen J. et al. 2004), certains pics isolés qui semblent correspondre à des valeurs aberrantes, mais pouvant aussi représenter de vrais pics, seront éliminés (ou pas) de la série temporelle.

Nous avons comparé sur une zone de savane du site d'étude trois niveaux de pré traitements sur la série originale de NDVI-MODIS entre 2000 et 2007 : 1) aucun lissage ; 2) lissage par la méthode BISE ; 3) lissage par la méthode de Savitsky-Golay avec TIMESAT (Jönsson P. and Eklundh L. 2004). D'après l'exemple des profils temporels continus de NDVI (Figure 4-1), trois remarques peuvent être faites : 1) la série temporelle originale de NDVI ne présente pas un niveau de bruit très élevé, qui se concentre pendant la période de saison des pluies en même temps que la phase de croissance des savanes ; 2) les deux méthodes de lissage permettent de corriger la majeure partie des données aberrantes observées ; 3) La méthode de lissage BISE suit davantage les variations de NDVI de la série originale que la méthode de Savitsky-Golay de TIMESAT qui a tendance à couper et arrondir les pics et les creux de manière assez systématique. Bien que les différences ne soient pas importantes, nous utilisons dans ce travail la méthode BISE, considérée comme performante pour ce type d'applications (Pettorelli N. et al. 2005).

Les données manquantes (identifiées par la bande qualité ou par la méthode de lissage BISE) sont remplacées par interpolation linéaire des valeurs de NDVI mesurées aux deux dates précédentes et à la date suivante (Verbesselt J. et al. 2006).

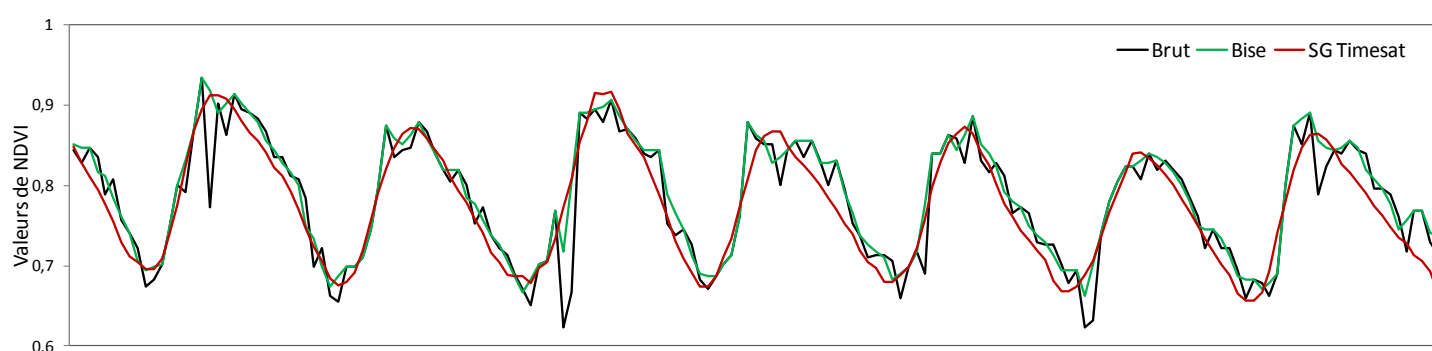


Figure 4-1. Profils NDVI-MODIS brut, lissé avec BISE et Savitsky-Golay (TIMESAT) pour un pixel de savane.

4.3 Caractérisation de la dynamique de végétation

La caractérisation de la dynamique de végétation des savanes est basée sur l'analyse des variations intra et inter annuelles de NDVI mesurées à partir d'une série temporelle d'images MODIS. Nous faisons l'hypothèse que les évolutions recherchées (régressive, progressive ou stable) se traduisent par un changement (ou pas) mesurable sur le profil temporel du NDVI des formations végétales étudiées. La méthode consiste alors à définir un indicateur qui permet de mesurer s'il y a effectivement un changement.

Dans un premier temps, un profil temporel de NDVI est établi pour chaque pixel des classes de savane du site d'étude (savane dégradée et savane herbacée) sur la période couverte par la série temporelle d'images MODIS. Les variations de NDVI observées traduisent les variations de l'activité végétale. L'extraction des valeurs de NDVI est réalisée à partir d'une grille superposable aux images MODIS (250 m). Seuls les pixels caractérisés par au moins 80 % de leur surface classée en savane dégradée ou en savane herbacée, d'après la carte des formations végétales établies en 2005, sont retenus (pas de pixels présentant un mélange savane dégradée – savane herbacée ou autres formations arbustives ou arborées). Un exemple est donné sur la figure 4-2 (en haut). Nous avons ajouté, à titre de comparaison, les profils NDVI pour les formations arbustives et arborées.

Dans un deuxième temps, un profil NDVI moyen sur la période étudiée (Figure 4-2, en bas) est calculé pour les deux classes de savanes. La comparaison de ces profils par un test de Student montre une différence significative (seuil $\alpha = 5\%$). Ces profils se caractérisent par des variations saisonnières du NDVI très similaires (pas de décalage temporel des phases de développement de la végétation) mais des minima et maxima de valeurs de NDVI différents. La phase de croissance de la végétation démarre à la première synthèse de novembre avec les premières pluies importantes pour atteindre un maximum

d'activité photosynthétique à la dernière synthèse de mars. La phase de croissance de la végétation dure 5 mois et inclut 10 synthèses MODIS. Le NDVI décroît à partir de la première synthèse d'avril, marquant le début de la phase de sénescence, qui va se prolonger jusqu'à la dernière synthèse d'octobre (NDVI minimum).

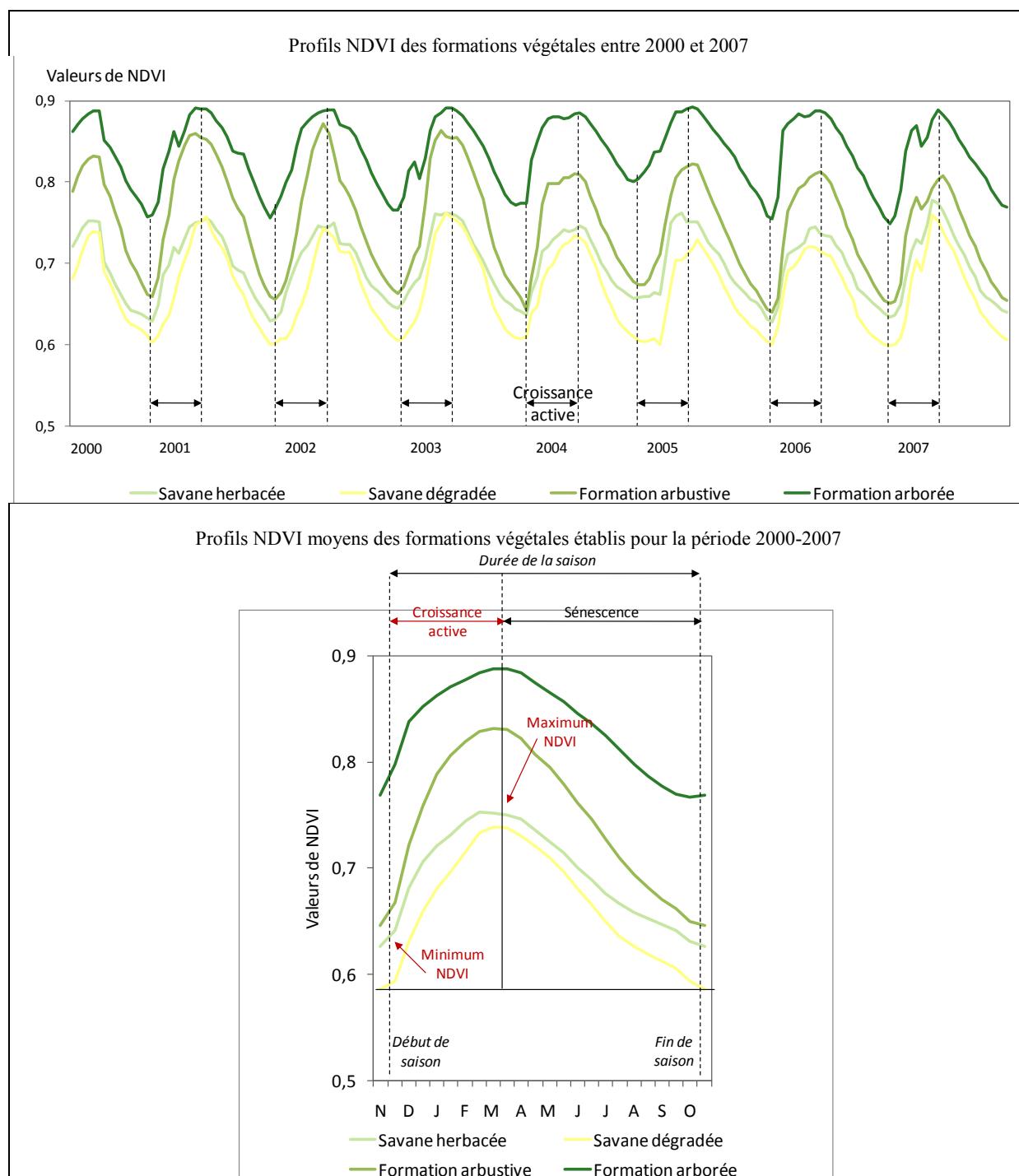


Figure 4-2. Profils NDVI continus et moyens 2000-2007 des formations végétales sur le bassin versant de Marovoay.

Dans un troisième temps, deux techniques de traitement de la série temporelle des NDVI-MODIS sont mises en œuvre pour détecter les changements traduisant les dynamiques de végétation des savanes : 1) une méthode basée sur un indicateur phénologique traduisant l'activité végétale au cours d'une période du cycle de la végétation dont on analyse les variations inter annuelles (Reed B.C. 2006; Reed B.C. et al. 1994), et 2) une méthode basée sur la tendance d'indices de végétation extraite par une technique de décomposition temporelle (Fensholt R. et al. 2009; Verbesselt J. et al. 2009)

4.3.1 Méthode basée sur un indicateur phénologique

Cette méthode repose sur le principe suivant. A partir de l'analyse du profil NDVI des savanes, on définit un indicateur phénologique utilisé comme une mesure indirecte des paramètres biophysiques du couvert végétal dont les variations inter annuelles traduisent les dynamiques de végétation des savanes. Elle peut se décomposer selon trois étapes présentées ci-dessous.

ETAPE 1 : Définition du profil annuel de NDVI et des « phenologic metrics »

Les variations intra annuelles du NDVI sont liées aux phases de développement de la végétation. Les changements saisonniers peuvent être décrits à partir d'un ensemble de « phenologic metrics » (Figure 4-3), traduisant des phénomènes ou processus complexes. Ces « phenologic metrics » correspondent à des dates ou des valeurs de NDVI rendant compte des stades précis de développement de la végétation (Tableau 4-2) (Reed B.C. et al. 1994).

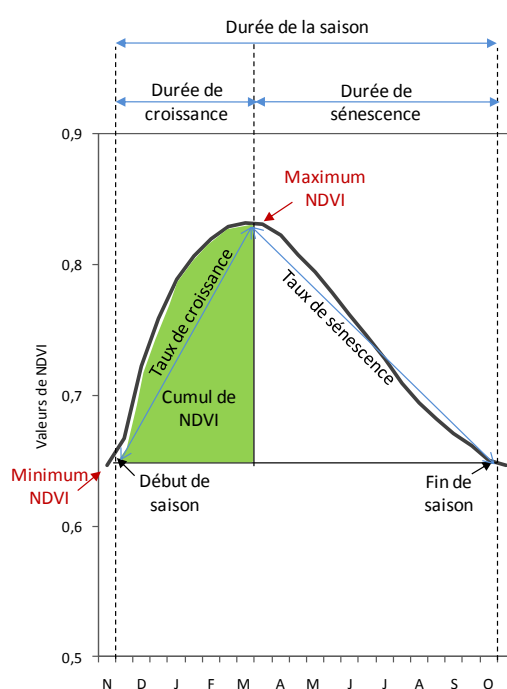


Figure 4-3. Profil annuel de NDVI d'une végétation et « phenologic metrics » adaptés de (Reed B.C. et al. 1994).

Tableau 4-2. Exemples de « Phenologic metrics » issus du profil NDVI annuel et interprétation phénologique.

« Phenologic metrics » (mesures dérivées de la série temporelle de NDVI)	Interprétation phénologique
1. Date de démarrage de la phase de croissance	▪ Début de l'activité photosynthétique mesurable à la saison des pluies
2. Valeur de NDVI au démarrage de la phase de croissance – Minimum NDVI	▪ Niveau d'activité photosynthétique au démarrage de la phase de croissance
3. Date du maximum de NDVI	▪ Date du maximum d'activité photosynthétique
4. Valeur de NDVI à la date du maximum – Maximum NDVI	▪ Niveau maximum de l'activité photosynthétique
5. Durée de la phase de croissance de NDVI – dates des synthèses correspondantes	▪ Durée de la phase de croissance
6. Cumul de NDVI entre le NDVI au démarrage de la phase de croissance et le maximum atteint	▪ Biomasse verte produite pendant la phase de croissance

Les méthodes utilisées pour les identifier reposent sur des mesures statistiques, par pixel, du taux de changement des valeurs de NDVI ou des pentes de la courbe de NDVI. Deux types d'approches existent : 1) La première est basée sur l'utilisation de valeurs seuil de NDVI mesurées à différents

moments du cycle phénologique (Lloyd D. 1990; White M.A. et al. 1997) ; 2) La deuxième consiste à ajuster une fonction à la série temporelle des NDVI pour modéliser le cycle phénologique et à partir duquel plusieurs mesures sont utilisées : les points d'inflexion (Moulin S. et al. 1997), la courbure maximale (Zhang X. et al. 2003), les moyennes mobiles (Reed B.C. et al. 1994). Dans le cas où les couverts végétaux possèdent des profils annuels de NDVI bien définis, ces méthodes sont adaptées (Reed B.C. 2006). En revanche, elles peuvent être difficiles à appliquer dans le cas où l'activité végétale des formations étudiées est perturbée par l'effet de facteurs environnementaux se traduisant par une variation anormale des valeurs de NDVI (Tucker C.J. et al. 1991), comme cela est susceptible d'être observé pour les savanes. C'est pourquoi, dans ce travail, nous utilisons une autre approche pour identifier les « phenologic metrics ». Nous considérons que les phases du cycle annuel des savanes sont stables d'une année sur l'autre. Les dates de transition et valeurs de NDVI correspondantes sont identifiées sur les profils de NDVI moyens établis sur la période étudiée. Les dates phénologiques correspondent aux dates des images auxquelles sont observées des changements de comportement temporel du NDVI, c'est-à-dire des dates de transition entre deux phases phénologiques. Les valeurs de NDVI associées à ces dates sont des minima ou maxima du NDVI au cours du cycle annuel.

ETAPE 2 : Extraction de l'indicateur phénologique traduisant l'activité végétale des savanes

A partir de l'analyse du profil NDVI moyen, nous définissons un indicateur phénologique correspondant à une mesure indirecte de la vigueur de l'activité végétale et de la biomasse verte produite pendant la phase de croissance du cycle phénologique des savanes (Tucker C.J. and Sellers P.J. 1986). L'indicateur phénologique *sumNDVI* consiste à faire la somme des NDVI mesurés, sur une période fixe, entre la date de démarrage de la phase de croissance et la date à laquelle le maximum d'activité photosynthétique est atteint (cf. Tableau 4-1). Cet indicateur phénologique est défini par l'équation (4).

$$sumNDVI = \sum_{i=date\ démarrage\ croissance}^{date\ maximum\ NDVI} NDVI_i \quad \text{Equation (4)}$$

Où la date de démarrage de la phase de croissance correspond à la synthèse suivant celle pour laquelle la valeur minimale de NDVI est enregistrée.

Dans notre travail, l'indicateur phénologique *sumNDVI* est mesuré entre la première synthèse MODIS de novembre et la dernière synthèse MODIS de mars soit 10 synthèses. Il est calculé par pixel pour chaque année incluse dans la période d'analyse de la dynamique de végétation des savanes. On obtient donc pour chaque pixel de savane (savane dégradée et savane herbacée) une série temporelle de valeurs annuelles de l'indicateur phénologique *sumNDVI*. L'étude de la tendance de cette série temporelle permet d'identifier les zones où sont observées des changements (ou pas) significatifs de l'activité végétale et de la biomasse verte produite pendant la phase de croissance des savanes (Reed B.C. 2006).

ETAPE 3 : Caractérisation des changements de l'indicateur phénologique

Les changements de l'indicateur phénologique *sumNDVI* sont caractérisés à travers l'étude de la tendance de la série temporelle de cet indicateur.

Pour chaque pixel, la tendance est modélisée par une fonction polynomiale du type $y = a_n x + b$. Deux paramètres sont extraits la pente (a_n) et le degré de liberté (ddl). Les valeurs de pente (a_n) de la tendance de chaque pixel sont comparées à la valeur de pente (a_0) d'une tendance nulle en utilisant un test de Student (Equation 5).

$$t = \frac{a_n - a_0}{\sqrt{\frac{1}{n-1} \sum (x - \bar{x})^2}} \quad \text{Equation (5)}$$

Où, a_n est la pente de la tendance pour le pixel étudié, a_0 la pente d'une tendance nulle (égale à 0), n est le nombre d'observations, x représente les valeurs observées sur la série étudiée et \bar{x} est la moyenne pour un pixel des valeurs observées sur la série étudiée.

Tous les pixels sont reclassés selon trois classes de tendance pour lesquelles on donne, dans le tableau 4-3, une définition et une interprétation par rapport aux changements de l'indicateur phénologique *sumNDVI* et auxquelles sont associées une dynamique de végétation des savanes.

Tableau 4-3. Définition des classes de changement de l'indicateur phénologique *sumNDVI*.

Classes <i>sumNDVI</i>	Significativité valeur de pente de la tendance (seuil à 5 %)	Signe pente de la tendance	Interprétation	
			Changement indicateur phénologique <i>sumNDVI</i>	Dynamique de végétation
Classe 1 Série régressive	Valeur significativement différente d'une pente nulle	Négatif	Baisse activité végétale et biomasse verte produite pendant phase croissance	Evolution régressive
Classe 2 Série progressive		Positif	Augmentation activité végétale et biomasse verte produite pendant phase croissance	Evolution progressive
Classe 3 Série stable	Valeur non significativement différente d'une pente nulle	Négatif et positif	Maintien activité végétale et biomasse verte produite pendant phase croissance	Evolution stable

4.3.2 Méthode basée sur la tendance du NDVI issue d'une décomposition temporelle

Dans cette méthode, les dynamiques de végétation sont directement caractérisées par la tendance du NDVI mesuré sur tout le cycle phénologique des savanes sur plusieurs années. Cela fait appel à des techniques de décomposition de série temporelle. La tendance s'obtient en retirant des valeurs initiales de NDVI la part due aux variations saisonnières (qui sont considérées comme constantes pour toute la période étudiée) et aux résidus. Nous présentons, dans une première partie, le principe de la décomposition de série temporelle. Puis, dans une seconde partie, nous détaillons la méthode choisie dans le cadre de ce travail et nous expliquons comment est analysée la tendance pour caractériser les dynamiques de végétation des savanes.

4.3.2.1 Principe de la décomposition de série temporelle

Les méthodes de décomposition temporelle reposent sur la construction de modèle statistique décomposant une série temporelle d'une mesure continue dans le temps de l'activité végétale en : 1) *tendance* (linéaire ou de forme non linéaire présentant des points de rupture), 2) *saisonnalité* (fluctuations saisonnières de la végétation liées à sa phénologie) et 3) *bruit* (résidus restant après élimination de la tendance et de la saisonnalité) (Brockwell P.J. and Davis R.A. 1996; Cleveland W.S. and Delvin S.J. 1988). Chacun des termes caractérise le comportement du couvert végétal à différentes échelles de temps. Ces méthodes sont utilisées pour étudier la saisonnalité des couverts végétaux (Jönsson P. and Eklundh L. 2002), pour détecter des changements en lien avec des pratiques agricoles (Millward A.A. et al. 2006) et pour mettre en évidence des changements progressifs de la réponse de couverts végétaux en lien avec des épisodes climatiques particuliers comme des sécheresses (Fensholt R. et al. 2009), avec, plus récemment, la possibilité d'identifier des ruptures dans la réponse de la végétation (par exemple, une reprise de l'activité végétale) (Verbesselt J. et al. 2009).

La décomposition temporelle peut se décomposer en cinq phases, présentée dans la figure 4-4.

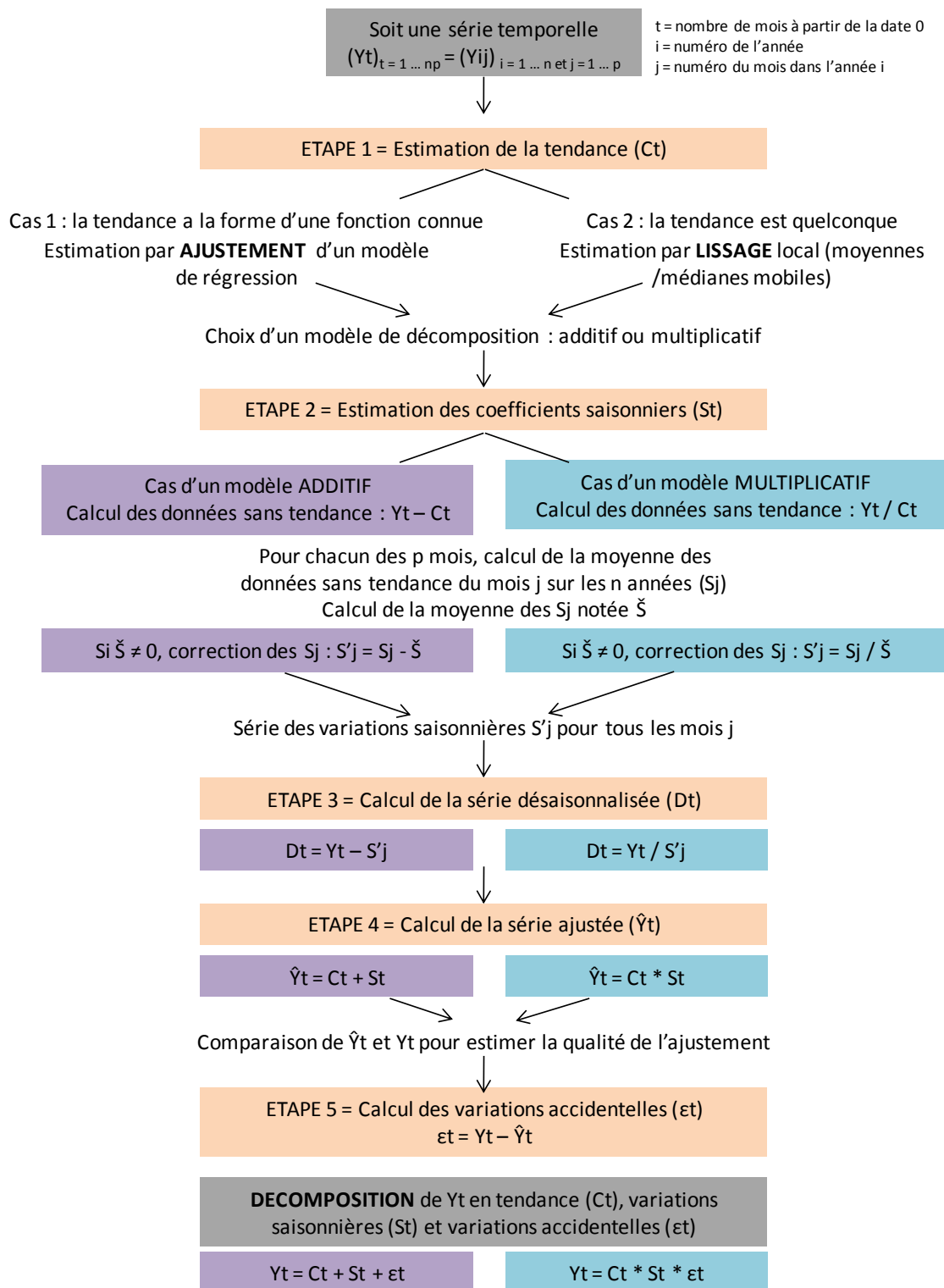


Figure 4-4. Principe de décomposition temporelle.

■ Phase 1 : Estimation de la tendance

Les méthodes existantes pour extraire la tendance d'une série chronologique sont dissociées selon deux cas. *Dans le premier cas, la tendance a la forme d'une fonction connue (linéaire, exponentielle...)*. La démarche consiste à extraire la tendance en ajustant un modèle de régression adapté (linéaire ou autres) en appliquant la méthode des moindres carrés (voire la méthode d'ajustement de Mayer). Le modèle proposé peut être éloigné de la réalité. *Dans le second cas, la tendance a une forme quelconque*. Il s'agit des cas où la tendance ne peut pas être modélisée par une fonction-type. La tendance est obtenue par un lissage local à l'aide de différentes techniques (moyennes mobiles, médianes mobiles, par exemple). Dans ce second cas, la tendance est mieux décrite que celle résultante de l'ajustement d'un modèle de régression. A partir de la tendance, plusieurs informations sont dérivées permettant d'identifier et décrire la nature des changements détectés. Il s'agit principalement de la durée sur laquelle la tendance est estimée, de la valeur de la pente renseignant sur l'amplitude du changement et du signe de la pente indiquant la direction du changement (Verbesselt J. et al. 2009).

■ Phase 2 : Estimation des coefficients saisonniers

Selon le modèle de décomposition utilisé (additif ou multiplicatif), les données sont recalculées sans la tendance (reconstitution de la série chronologique en supprimant la composante tendance). Le modèle additif est adapté dans les cas où les variations saisonnières et accidentelles restent stables alors que la tendance monte ou descend. En revanche, le modèle multiplicatif est approprié lorsque les variations saisonnières et accidentelles dépendent de la tendance (Hill T. and Lewicki P. 2007). La figure 4-5 illustre deux exemples de modèles additifs et multiplicatifs.

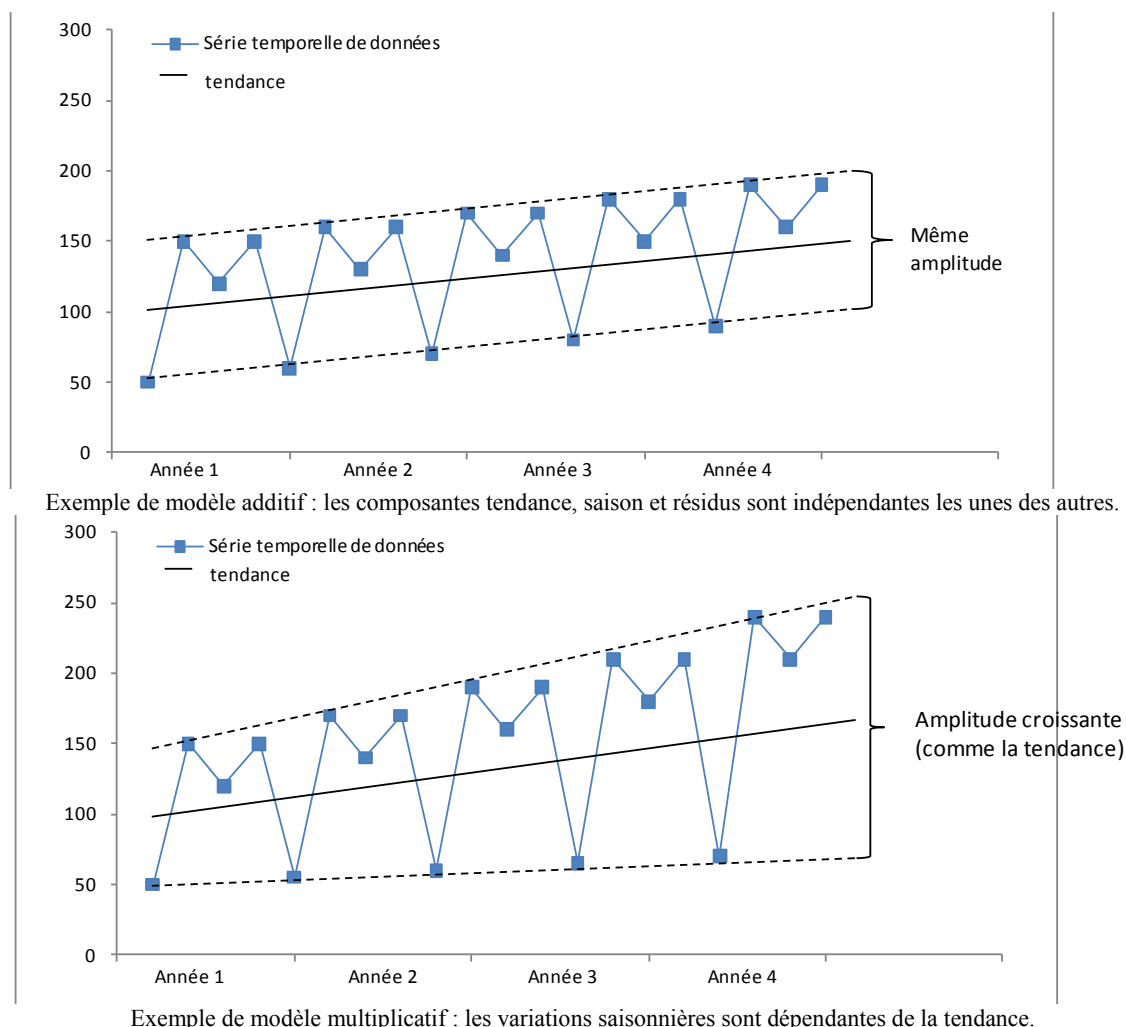


Figure 4-5. Exemples de modèles additif et multiplicatif.

Pour l'étude des couverts végétaux, le modèle additif est utilisé (Verbesselt J. et al. 2009). Ensuite, à chaque pas de temps du cycle étudié, on calcule la moyenne (ou la médiane ou la moyenne corrigées des valeurs extrêmes) des données sans tendance (S_j) sur toutes les années étudiées (\bar{S}). On obtient la série des variations saisonnières (S'_j), qui permet de caractériser le cycle phénologique de la végétation pour la période étudiée.

■ Phase 3 : Calcul de la série désaisonnalisée

Selon le modèle de décomposition utilisée, la série désaisonnalisée (D_t) est obtenue en soustrayant à la donnée initiale (modèle additif) ou en divisant (modèle multiplicatif) les variations saisonnières calculées à l'étape précédente.

■ Phase 4 : Calcul de la série ajustée

La série ajustée correspond à la combinaison de la tendance et des variations saisonnières (composantes extraites à la première et à la seconde étape et retirée du calcul par la suite). Il s'agit d'une série sans le bruit (variations accidentelles). Cette série ajustée est comparée à la série initiale pour estimer la qualité de l'ajustement. Si le résultat n'est pas correct, la tendance est réévaluée. La figure 4-6 illustre deux exemples de séries ajustées correctement et incorrectement.

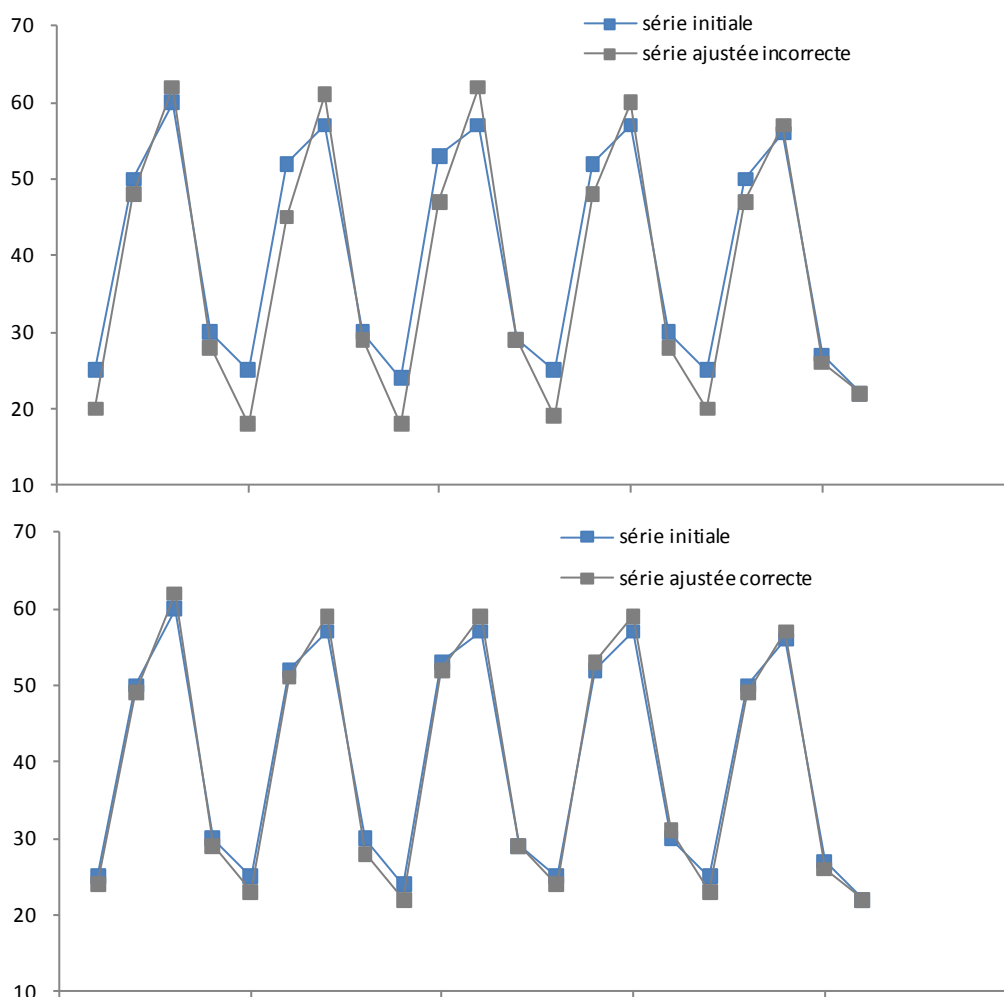


Figure 4-6. Exemple de séries temporelles ajustées incorrectement et correctement.

■ Phase 5 : Calcul des variations accidentelles (ou résidus)

Les résidus correspondent à l'écart persistant entre série initiale et série ajustée. Dans une série temporelle, les observations ne sont pas généralement indépendantes : On analyse l'auto-corrélation définie comme la corrélation de deux mesures répétées décalées dans le temps par un intervalle de temps fixé. Le principe de l'analyse des résidus consiste à décomposer les résidus en une composante auto-corrélée et une composante aléatoire, encore appelée « bruit blanc ». Pour cela, plusieurs outils

statistiques spécifiques peuvent être utilisés : modèle auto-corrélé simple dit autorégressif (*Autoregressive - AR*), modèle avec moyenne mobile (*Moving Average - MA*) ou mixte (*Autoregressive Integrated Moving Average - ARIMA*) ou prenant en compte une saisonnalité (*Seasonal Autoregressive Integrated Moving Average – SARIMA*).

4.3.2.2 Décomposition de la série des NDVI-MODIS par la méthode STL

Parmi les méthodes récentes proposées pour décomposer des séries temporelles, certaines sont développées uniquement pour identifier des changements sur la saisonnalité (Jönsson P. and Eklundh L. 2002), des changements sur les résidus (Millward A.A. et al. 2006) ou des changements sur la tendance et la saisonnalité (Verbesselt J. et al. 2009). Nous avons choisi la méthode *Seasonal Decomposition of Time Series by Loess* (STL), proposée par (Cleveland R.B. et al. 1990). De part sa capacité à gérer des données aberrantes ou manquantes dans une série temporelle, elle fournit une estimation fiable et robuste de la tendance et de la saisonnalité. De plus, selon (Johnson L. et al. 2008; Lu H. et al. 2001), sa flexibilité, sa simplicité et sa performance de calcul offrent la possibilité de traiter aisément un grand volume de données (dans notre cas, 16886 pixels de savane avec une série temporelle composée de 178 valeurs).

STL est une méthode non-paramétrique qui, à partir d'un modèle additif (Equation 6), décompose une série temporelle en trois composantes – tendance (C_t), saison (S_t) et résidus (ε_t) – pour chaque pixel.

$$Y_t = C_t + S_t + \varepsilon_t \quad \text{Equation (6)}$$

STL est une procédure itérative qui utilise des fonctions de régression locale pondérée, appelée *LOcally wEighted regreSsion Smoother* – LOESS et initialement proposée par (Cleveland S.W. 1979) et développée par (Cleveland W.S. and Delvin S.J. 1988). Chaque point (x_0, y_0) dans l'ensemble de données est remplacé par une régression linéaire sur les points (x_i, y_i) de son voisinage, affectés d'une pondération dépendant de l'éloignement $|x_i - x_0|$ par rapport au point (x_0, y_0). Il s'agit d'un lissage non paramétrique déterminé par le nombre de points participant aux régressions locales. Les paramètres à définir sont la taille du voisinage et le degré du polynôme pour la fonction d'ajustement (constant, linéaire ou quadratique). La composante « saison » permet de déterminer le cycle phénologique de la végétation, valable pour la période couverte par la série temporelle et dans laquelle les effets dus à des changements sur la tendance ou sur les résidus sont éliminés. La composante « tendance », qui peut être modélisée par une fonction linéaire (avec ou sans ruptures), permet de déterminer des changements sur la tendance au cours de la période étudiée par l'analyse statistique de la valeur et du signe de la pente (De Beurs K. M. and Henebry G. M. 2005).

Pour chaque pixel inclus dans la zone de savane, nous appliquons la méthode STL à la série des NDVI-MODIS sur la période de temps considérée pour analyser les dynamiques de végétation des savanes. La figure 4-7 permet d'illustrer, à partir d'un exemple, les trois composantes (tendance, saison, résidus) résultantes de la décomposition temporelle, avec la méthode STL, d'une série de NDVI pour un pixel MODIS de savane.

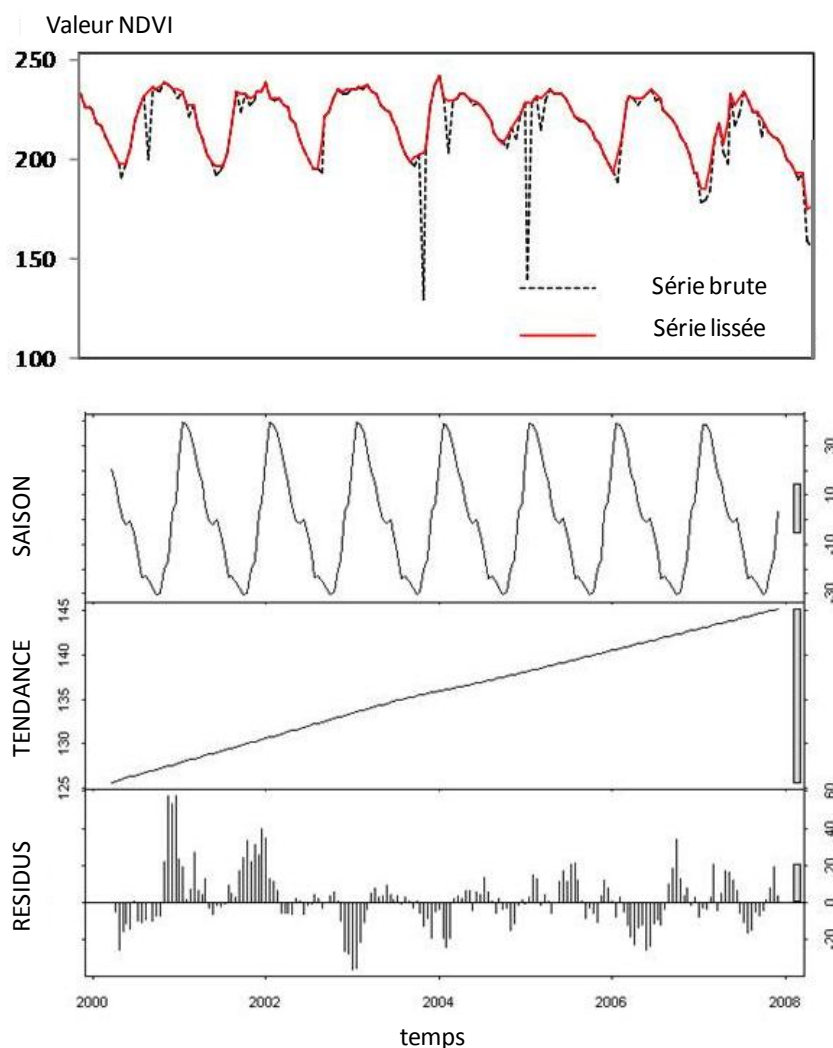


Figure 4-7. Exemple de résultats de décomposition temporelle avec STL d'une série de NDVI lissée (la courbe en pointillé noir illustre la série brute).

4.3.2.3 Caractérisation des changements de la composante « tendance » du NDVI

Les changements sur la composante « tendance » du NDVI sont caractérisés avec la même méthode que celle utilisée pour l'indicateur phénologique *sumNDVI*. Pour chaque pixel, la valeur de pente (a_n) de la tendance est comparée à la valeur de pente (a_0) d'une tendance nulle en utilisant un test de Student (Equation 5)

Les pixels sont reclassés selon trois classes de tendance pour lesquelles on donne, dans le tableau 4-4, une interprétation par rapport aux changements de la composante « tendance » du NDVI et auxquelles sont associées une dynamique de végétation des savanes.

Tableau 4-4. Définition des classes de tendance du NDVI.

Nom classes tendance	Significativité valeur de pente de la tendance (seuil à 5 %)	Signe pente de la tendance	Interprétation	
			Changement NDVI	Dynamique de végétation
Classe 1 Série régressive	Valeur significativement différente d'une pente nulle	Négatif	Baisse NDVI sur tout cycle phénologique	Evolution régressive
Classe 2 Série progressive		Positif	Augmentation NDVI sur tout cycle phénologique	Evolution progressive
Classe 3 Série stable	Valeur non significativement différente d'une pente nulle	Négatif et positif	Maintien NDVI sur tout cycle phénologique	Evolution stable

4.4 Résultats

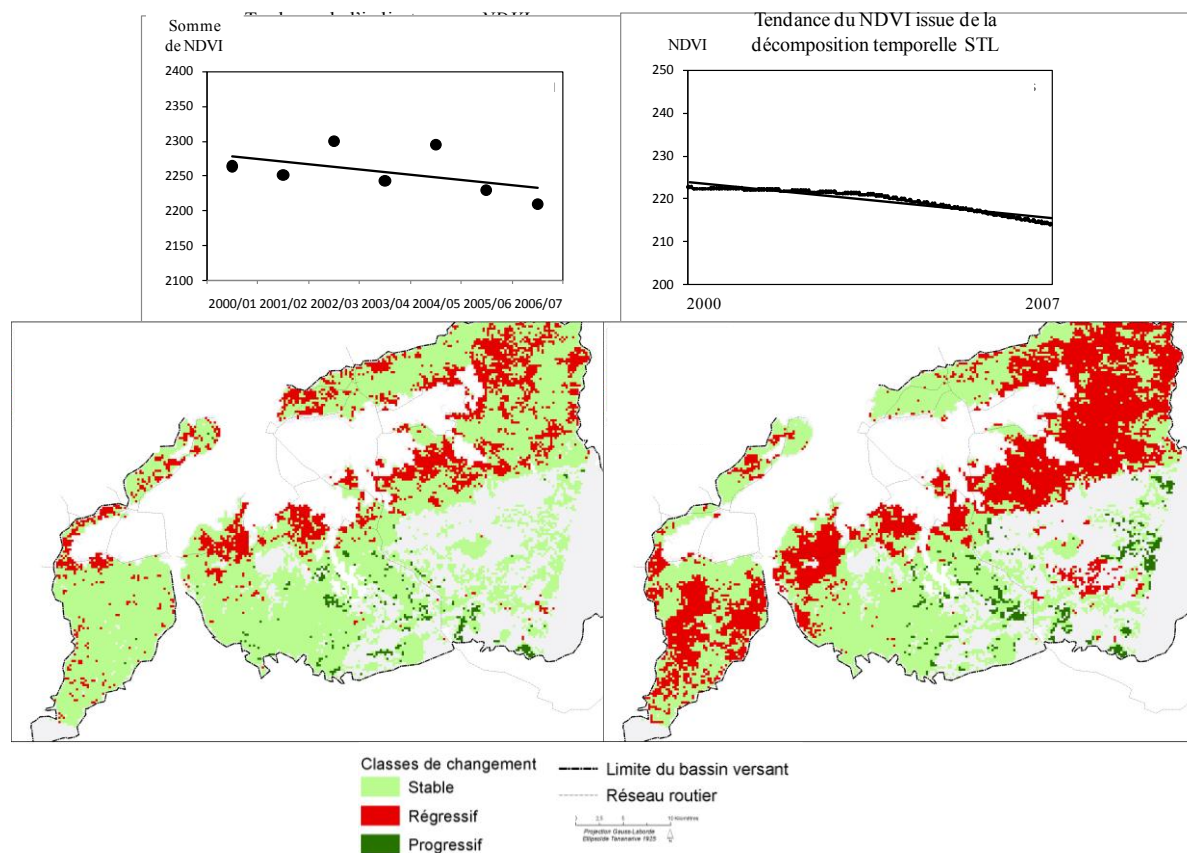
Nous présentons dans ce paragraphe les résultats cartographiques des deux méthodes de caractérisation de la dynamique de végétation des savanes présentées précédemment, la démarche d'évaluation mise en œuvre et ses résultats.

4.4.1 Cartographie des dynamiques de végétation des savanes

L'analyse des variations inter annuelles des valeurs de l'indicateur phénologique *sumNDVI* sur la période 2000-2007 a permis d'identifier et de dissocier les pixels pour lesquels on mesure un changement significatif de l'activité végétale (classes représentées en vert et rouge sur la figure 4-8) de ceux ne présentant pas de changement significatif (classe représentée en jaune sur la figure 4-8).

La série temporelle des 178 valeurs de NDVI-MODIS entre février 2000 et novembre 2007 est décomposée avec la méthode STL. Le cycle saisonnier est composé de 23 synthèses. La tendance du NDVI est modélisée par une fonction d'ajustement linéaire correspondant à une fonction polynomiale (ordre 1). Chaque pixel est traité de manière indépendante (16886 pixels analysés au total). Le résultat de la composante « tendance » correspond, pour chaque pixel, à une série de 178 valeurs de NDVI à partir de laquelle sont calculés les paramètres décrivant la tendance sur la période étudiée.

L'analyse de la valeur et du signe de la pente ont permis de cartographier les zones de savane n'ayant subi aucun changement significatif de l'activité végétale (classe en jaune sur la figure 4-8) des zones caractérisées par une diminution ou une augmentation significative de l'activité végétale (classes en rouge et vert sur la figure 4-8).



Les surfaces caractérisées par une diminution, une augmentation ou un maintien de l'activité végétale des savanes entre 2000 et 2007 représentent respectivement 20 %, 1 % et 79 % de la surface des savanes d'après la carte des changements de l'indicateur phénologique *sumNDVI* et 42 %, 3 % et 55 % d'après la carte des changements de la composante « tendance » du NDVI. La comparaison des deux cartes fait apparaître des similitudes :

- La zone périphérique autour du périmètre irrigué se caractérise par une majorité des surfaces de savanes classées en « évolution régressive » ;
- Les savanes du Parc National d'Ankarafantsika se distinguent par une stabilité de l'activité végétale.

Ces résultats montrent la capacité des deux méthodes de traitement des séries temporelles NDVI-MODIS à caractériser des changements de l'activité végétale pour un type de végétation et à proposer des indicateurs de suivi de la dynamique de végétation des savanes. Cela conforte les résultats d'autres études utilisant des séries temporelles à moyenne et basse résolution spatiale (Anyamba A. and Tucker C.J. 2005; Bai Z.G. et al. 2008a; Heumann B.W. et al. 2007; Piao S. et al. 2005; Singh D. et al. 2006; Tucker C.J. and Nicholson S.E. 1999; Wessels K.J. et al. 2004).

4.4.2 Démarche d'évaluation des résultats

Malgré les similitudes observées sur les cartes de dynamiques de végétation des savanes, de grandes différences s'observent, ce qui pose le problème de l'évaluation des résultats issus de traitement de série temporelle à moyenne résolution spatiale. Dans ce domaine, peu d'études vont jusqu'à une évaluation ou validation des informations produites pour plusieurs raisons :

- Par manque de références de terrain ou en quantité insuffisante (Liu H. and Zhou Q. 2004) ;
- Du fait de la difficulté du saut d'échelle à effectuer pour faire le lien entre observations *in situ* et observations à moyenne ou basse résolution spatiale (Wulder M.A. and Franklin S.E. 2007).
- Par manque de références pour qualifier un état initial et un état final du couvert végétal correspondant au début et à la fin de la série temporelle utilisée (Kennedy R.E. et al. 2009).

Dans ce paragraphe, nous proposons une évaluation des cartographies de dynamique de végétation des savanes établies à partir de la série temporelle des NDVI-MODIS.

Notre démarche consiste à établir les correspondances entre les classes de changements détectées sur la série temporelle des NDVI-MODIS sur la période 2005-2009 et celles obtenues à partir de deux méthodes d'analyse des changements réalisées à partir d'images HRS acquises en 2005 et en 2009 (comparaison de deux classifications des formations végétales naturelles et classification des différences de NDVI). Il est important de noter que la période sur laquelle les résultats de dynamique de végétation sont évalués (2005-2009) n'est pas la même que celle sur laquelle nous étudions la relation « feu – dynamique de végétation » (2000-2007). Cela s'explique par la disponibilité d'images HRS et de références de terrain acquises pour la même année.

La méthode d'évaluation se décompose en cinq étapes.

ETAPE 1 : Calcul des changements sur la série NDVI-MODIS entre 2005 et 2009

Deux cartes des changements traduisant les dynamiques de végétation des savanes entre 2005 et 2009 ont été établies à partir des deux méthodes de traitement de la série temporelle des NDVI-MODIS à 16 jours (MOD13Q1) présentées dans la section 4.3 : 1) par analyse des variations inter annuelles de l'indicateur phénologique *sumNDVI* entre 2005 et 2009, et 2) par analyse de la composante « tendance » du NDVI, issue de la décomposition temporelle avec la méthode STL, entre 2005 et 2009.

ETAPE 2 : Analyse des changements des formations végétales naturelles à partir de données HRS

Nous disposons de deux cartes de formations végétales naturelles réalisées en 2005 et 2009 par classification d'images SPOT-5 (cf. Chapitre 2) à partir desquelles nous analysons les changements.

Parmi les méthodes adaptées à la détection des changements à partir de données HRS, nous avons choisi de réaliser une comparaison post-classification (Hall F.G. et al. 1991). Contrairement aux méthodes par différence d'images, ratio d'images, transformation linéaire, vecteur de changement ou régression, elle présente l'avantage de travailler directement sur des données dites qualitatives et donc de minimiser le problème de calibration radiométrique entre les deux images comparées et de faciliter l'interprétation des classes de changement (Jensen J.R. 2005 ; Mas J.F. 1999). Enfin, chacune des classifications des formations végétales de 2005 et 2009 contient des erreurs de confusion entre classes qui vont se propager dans la matrice de changement (Carmel Y. et al. 2001). Ces erreurs doivent être prises en compte pour interpréter les changements (van Oort P.A.J. 2007).

La comparaison de pixel à pixel des deux cartes de formations végétales permet de produire une matrice de changement (Tableau 4-5). Dans celle-ci, on considère comme un changement réel toutes les situations pour lesquelles le pourcentage de changement est supérieur aux erreurs cumulées des classifications comparées (chiffres en gras). La composition des classes de formations végétales en 2009 (en colonne) est exprimée en pourcentage des classes de formations végétales en 2005 (en ligne). Les chiffres représentent des variations de surface en pourcentage. Trois classes sont identifiées. Les situations pour lesquelles il n'y a pas de changement sont sur la diagonale (case grise). Les classes en dessous et au dessus de la diagonale représentent des changements. Les classes en dessous de la diagonale caractérisent des formations végétales en 2005 qui évoluent vers un sol nu en 2009 (case rouge). C'est l'inverse pour les classes au-dessus de la diagonale qui représentent des situations pour lesquelles le couvert végétal s'est développé entre 2005 et 2009 (case verte).

Tableau 4-5. Matrice des changements des formations végétales entre 2005 et 2009 sur le bassin versant de Marovoay.

		2009			
		Sol nu	Savane dégradée	Savane herbacée*	Formation arbustive
2005	Sol nu	16 %	3 %	0 %	0 %
	Savane dégradée	29 %	36 %	7 %	0 %
	Savane herbacée*	47 %	59 %	83 %	21 %
	Formation arbustive	8 %	2 %	10 %	79 %

Pour l'interprétation de la matrice de changement, on pose l'hypothèse que les chiffres sur la diagonale sont corrects. On s'intéresse uniquement aux changements. De plus, étant donné que l'évolution progressive des savanes est très lente (au moins 10 ans) et que l'intervalle de temps sur lequel l'analyse de changement est réalisée est très court (4 ans), nous analysons uniquement le seul changement susceptible de s'observer sur cet intervalle de temps : les changements des formations végétales vers les sols nus (classes en dessous de la diagonale sur la matrice de changement).

D'après le tableau 4-5, les classes de « Savane dégradée » et « Savane herbacée » sont celles ayant subi le plus fort changement entre 2005 et 2009. Les zones en sol nu en 2009 étaient classées en 2005 à 29 % en savane dégradée et à 47 % en savane herbacée. Les zones en savane dégradée en 2009 étaient classées en 2005 à 59 % en savane herbacée. La diminution du couvert herbacé est le changement dominant entre 2005 et 2009.

La figure 4-9 illustre la représentation spatiale de la matrice de changement des formations végétales entre 2005 et 2009. Elle fait apparaître que 71 % de la surface des savanes étudiées ne présentent pas de changement. Cependant, la classe indiquant une diminution du couvert herbacé occupe également une surface importante des savanes (20 %). Elle est répartie de manière homogène sur le bassin versant, autant à l'intérieur du Parc National d'Ankarafantsika qu'à l'extérieur. Ces deux observations

viennent confirmer les éléments de synthèse de la dynamique de végétation des savanes à Madagascar, présentées dans le chapitre 1 (section 1.5.3), et établies à partir d'observations *in situ* : Les savanes se caractérisent par une dynamique de végétation lente mais, des évolutions régressives de ces écosystèmes sont susceptibles d'être observées à des échelle inférieure à 10 ans (Granier P. 1965).

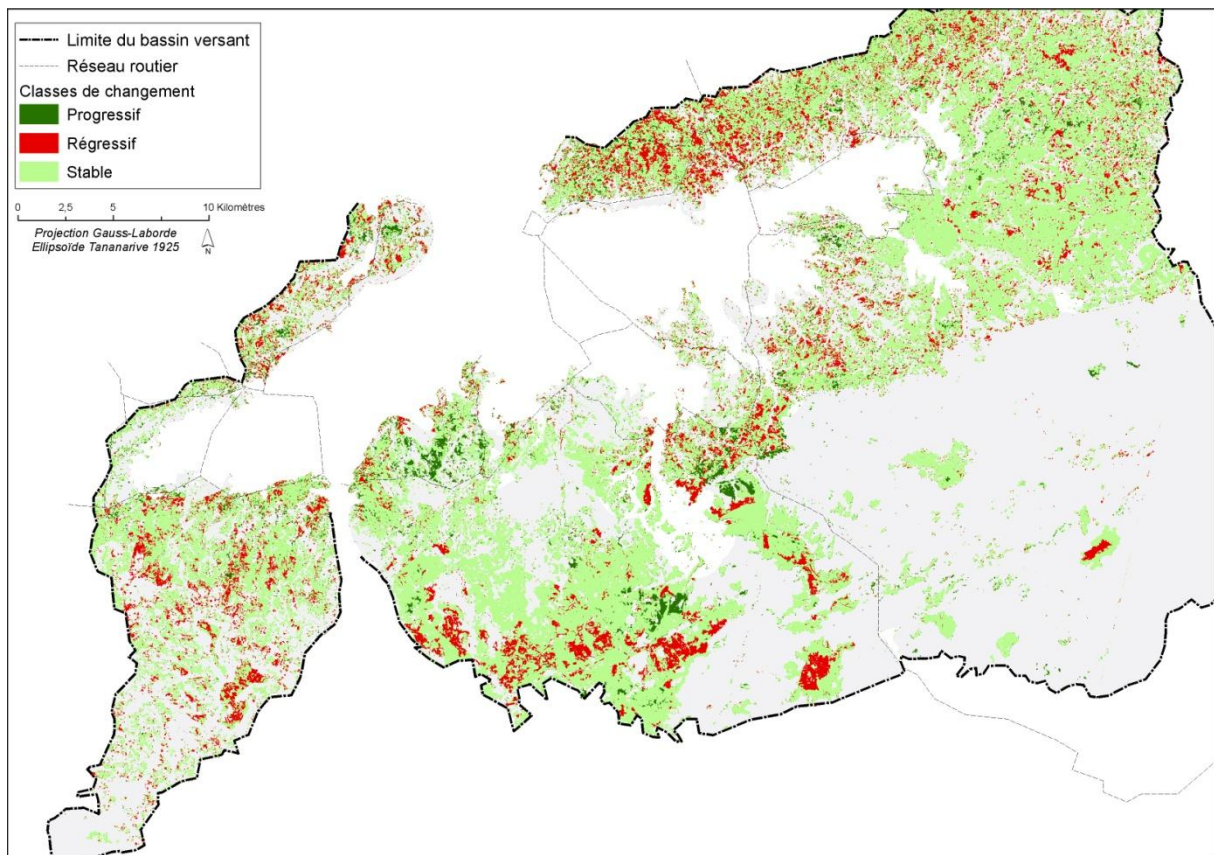


Figure 4-9. Représentation spatiale de la matrice de changement des formations végétales dans les savanes entre 2005 et 2009 sur le bassin versant de Marovoay.

ETAPE 3 : Analyse des changements de NDVI à partir de données HRS

L'approche par différence d'images est une alternative à l'analyse de changement par comparaison post-classification. Elle est adaptée au suivi des savanes (Serneels S. et al. 2001) et présente l'intérêt de pouvoir détecter des changements du type conversion d'une classe de végétation à une autre ou modification au sein d'une classe de végétation.

Dans le contexte de ce travail, nous avons repris l'approche de (Borak J.S. et al. 2000) et l'avons mis en œuvre en calculant la différence de NDVI entre les deux images SPOT-5 de 2005 et 2009. Nous avons calculé la différence de NDVI entre les deux dates analysées. Nous avons ensuite seuillé le résultat. La méthode de seuillage repose sur l'utilisation des références de terrain acquises lors des campagnes de terrain en 2005 et 2009. A partir des parcelles de savane herbacée, nous avons extrait sur l'image correspondant à la différence de NDVI entre les deux dates comparées la valeur moyenne et l'écart-type de différence de NDVI pour cette classe. Les valeurs seuils pour détecter des changements correspondent à ± 1.5 écart-types de la valeur moyenne de différence de NDVI pour les savanes herbacées. Trois classes ont ainsi été déterminées, indiquant une baisse, une hausse ou un maintien du NDVI sur la période étudiée. Chacune de ces classes est associée à une dynamique de végétation des savanes.

ETAPE 4 : Formulation des hypothèses pour comparer changements HRS/MRS

On pose l'hypothèse que les changements (ou pas) mis en évidence lors de la comparaison post-classification des images HRS traduisent :

- Un maintien du couvert végétal pour les classes situées sur la diagonale de la matrice de changement que l'on interprète comme une évolution stable des savanes ;
- Une diminution du couvert végétal pour les classes situées en dessous de la diagonale de la matrice de changement que l'on interprète comme une évolution régressive des savanes.

Par conséquent, si on croise les cartes de changement HRS/MRS établies sur la même période, une zone de savane concernée par un changement HRS signifiant que la formation végétale en place évolue vers un sol nu (évolution régressive) doit se caractériser par une diminution du NDVI (ou mesures dérivées) dans l'analyse de changement MRS.

ETAPE 5 : Principe de croisement des cartes de changement HRS/MRS

La méthode consiste à réaliser une matrice d'erreur entre classes de changement HRS (ramenées à la résolution spatiale des images MRS) et classes de changement MRS. Pour cela, nous appliquons une grille dont la taille des mailles correspond à la résolution spatiale des images MRS, soit 250 m* 250 m. Ensuite, pour chaque maille de la grille, les surfaces en classes de changement HRS sont extraites. On conserve uniquement les mailles composées d'au moins 80 % de leur surface par une seule classe de changement HRS (évolution stable ou régressive) pour constituer deux échantillons à partir desquels la matrice d'erreur est calculée.

4.4.3 Résultats des croisements des cartes de changement HRS/MRS

Le tableau 4-6 présente la matrice d'erreur établie entre classes de changement HRS (comparaison post-classification) / MRS. Les échantillons de pixels MRS constitués de pixels d'une seule classe HRS représentent 1 % de la surface des savanes. Pour l'interprétation des résultats, on considère les classes de changement HRS comme la référence.

- Les pixels des classes de changement MRS « évolution stable » sont très bien classés avec une précision cartographique entre 84 % et 100 % selon la méthode utilisée pour traiter la série temporelle des NDVI-MODIS.
- Pour les classes de changement MRS « évolution régressive », les précisions cartographiques sont de 64 % pour celles obtenues avec l'indicateur phénologique *sumNDVI* et de 56 % pour celles obtenues avec la tendance NDVI de STL.

Tableau 4-6. Composition des classes de changement formation végétale HRS entre 2005 et 2009 (en colonne) en classes de changement MRS (en ligne).

Classes de changement MRS		Classe de changement formation végétale HRS	
		Evolution stable	Evolution régressive
D'après indicateur phénologique <i>sumNDVI</i>	Evolution stable	100	31
	Evolution régressive	0	64
D'après tendance NDVI STL	Evolution stable	84	40
	Evolution régressive	10	56

Ces résultats montrent que les classes de changement de l'indicateur phénologique *sumNDVI* présentent une bonne à très bonne correspondance avec la classes de changement HRS (évolutions régressive et stable).

Les résultats sont moins bons avec la méthode d'analyse des changements basée sur la tendance NDVI de STL.

Le tableau 4-7 présente la matrice d'erreur établie entre classes de changement HRS (différence de NDVI) / MRS. Les précisions cartographiques sont moins bonnes que celles obtenues avec la méthode de changement par comparaison post-classification. Toutefois, les classes de changement de l'indicateur phénologique *sumNDVI* présentent les meilleurs précisions cartographiques.

Tableau 4-7. Comparaison des classes de changement NDVI HRS entre 2005 et 2009 (en colonne) en classes de changement MRS.

<i>Classes de changement MRS</i>		<i>Classe de changement NDVI HRS</i>	
		<i>Evolution stable</i>	<i>Evolution régressive</i>
<i>D'après indicateur phénologique sumNDVI</i>	<i>Evolution stable</i>	74	18
	<i>Evolution régressive</i>	8	45
<i>D'après tendance NDVI STL</i>	<i>Evolution stable</i>	65	29
	<i>Evolution régressive</i>	32	37

L'approche de détection des changements par différence de NDVI sur les images HRS permet de s'affranchir des étapes d'acquisition de références de terrain et de classification des images satellitaires imposées dans la méthode par comparaison post-classification. Cependant, cette dernière méthode présente, dans notre cas, plusieurs avantages :

- Les classes de changement sont aisément interprétables par rapport à la dynamique établie de végétation des savanes.
- Les précisions cartographiques obtenues sont bien meilleures qu'avec la méthode de détection des changements par différence de NDVI.

Conclusion

Rappel des objectifs définis

Notre objectif consiste à mettre en œuvre les deux techniques de traitement de série temporelle sur la série des NDVI-MODIS pour caractériser les dynamiques de végétation des savanes à Madagascar. [...] Dans un premier temps, nous présentons les deux méthodes, puis nous les appliquons sur le site d'étude. Enfin, la troisième partie présente un essai d'analyse pour faire le lien entre les classes de changements détectées sur la série temporelle des NDVI MODIS et celles obtenues d'après la comparaison de deux classifications du couvert végétal des savanes (réalisées à partir d'images HRS). Le résultat de ce chapitre doit permettre de fournir une information concernant la dynamique de végétation des savanes observée sur le même pas de temps que la caractérisation du régime des feux pour pouvoir étudier leur relation.

Résultats atteints

Les deux méthodes présentées dans ce chapitre, en exploitant la dimension temporelle des séries NDVI-MODIS, permettent de caractériser des classes de changement auxquels sont associées des dynamiques de végétation des savanes.

Ces résultats viennent enrichir ceux d'autres études (McCloy K.R. 2009; Myneni R.B. et al. 1998; Potter C. et al. 2005) attestant de l'intérêt de ce type d'approche de détection des changements pour mettre en évidence des tendances sur l'évolution de la phénologie de couverts végétaux. Pour la même échelle d'analyse, les méthodes basées sur l'analyse de série temporelle d'images satellitaires tendent à supplanter les approches diachroniques. Elles présentent un plus grand potentiel pour détecter des processus à long terme se traduisant par des modifications plus subtils du couvert végétal (Kennedy R.E. et al. 2009).

Cependant, ces deux méthodes ne peuvent pas être considérées comme équivalentes. Elles présentent un certain nombre de différences qu'il convient de définir afin de mieux apprécier leurs domaines d'application.

Spécificités de la méthode basée sur l'indicateur phénologique sumNDVI

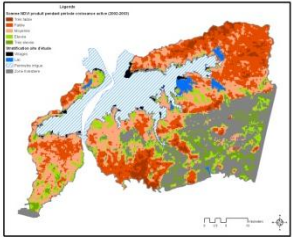
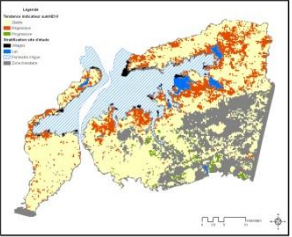
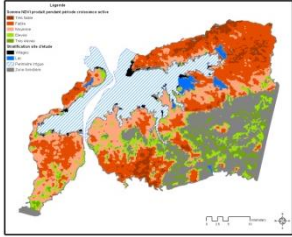
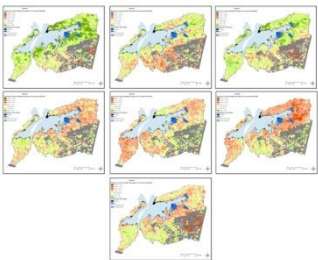
L'indicateur phénologique *sumNDVI*, dont les variations inter annuelles sont utilisées pour traduire les dynamiques de végétation des savanes prend en compte uniquement une partie du cycle phénologique des savanes (phase de croissance).

En utilisant ce type d'indicateur phénologique, **les effets des variations saisonnières sont minimisés** dans la détection des changements à l'échelle inter annuelle.

Cette approche permet de détecter des changements entre le début et la fin de la période analysée. La comparaison avec les changements détectés à partir d'une analyse diachronique d'images HRS sur une période de quatre ans montre une bonne à très bonne correspondance entre les classes d'évolutions régressive et stable. **Par conséquent, l'information produite à partir de l'indicateur phénologique *sumNDVI* sur les dynamiques de végétation des savanes peut être utilisée pour étudier la relation « feu – dynamique de végétation ».**

De plus, cette approche offre la possibilité **d'analyser des changements pendant la période couverte par la série temporelle**. L'indicateur phénologique peut être calculé à différentes échelles spatiales (pour chaque pixel ou pour l'ensemble des pixels de savane) et temporelles (annuel ou inter annuel) pour mettre en évidence des changements de comportement ou d'état des couverts végétaux étudiés. Le tableau 4-8 présente quelques exemples de changements détectés à partir de l'indicateur phénologique *sumNDVI* sur le site d'étude.

Tableau 4-8. Indicateurs d'état du couvert végétal des savanes dérivés de l'indicateur sumNDVI.

Informations calculées à partir de l'indicateur phénologique <i>sumNDVI</i>	Interprétation	Exemples et références
indicateur phénologique <i>sumNDVI</i> pour une année donnée (Calcul par pixel)	Traduit le niveau de l'activité végétale pendant la phase de croissance des savanes pour une année : paramètres d'état du couvert végétal	Exemple de la saison 2002/03 
Variations inter annuelles de l'indicateur phénologique <i>sumNDVI</i> (Calcul par pixel)	Traduit l'évolution du niveau de l'activité végétale pendant la phase de croissance des savanes au cours d'une période de référence : paramètre de comportement du couvert végétal	Tendence série sumNDVI entre 2000 et 2007 
Valeur moyenne de l'indicateur phénologique <i>sumNDVI</i> sur la période étudiée (Calcul par pixel)	Traduit, pour la période étudiée, les variations spatiales du niveau d'activité végétale pendant la phase de croissance des savanes : paramètres d'état du couvert végétal . A mettre en relation avec des variations de conditions stationnelles et de structure et/ou composition des savanes.	Exemple pour la période de référence 2000-2007 
Valeur moyenne annuelle de l'indicateur phénologique <i>sumNDVI</i> pour les savanes (Calcul d'une moyenne pour tous les pixels de savane)	Traduit le niveau annuel moyen d'activité végétale pendant la phase de croissance des savanes : paramètres d'état du couvert végétal . Les variations inter annuelles de cet indicateur peuvent être mises en relation avec les fluctuations inter annuelles d'autres indicateurs environnementaux (par exemple, cumul des précipitations).	Corrélation entre indicateur phénologique <i>sumNDVI</i> et cumul des précipitations pendant la même période - (Camberlin et al. 2007; Nicholson et al. 1990; Zhang et al. 2005)
Ecart entre la valeur de l'indicateur phénologique <i>sumNDVI</i> calculée pour une année donnée et la valeur moyenne de cet indicateur sur la période étudiée (Calcul par pixel)	Traduit la différence d'activité végétale pendant la phase de croissance des savanes pour une année par rapport à une valeur considérée de référence : paramètre de comportement du couvert végétal	Ecart pour chaque année par rapport à la moyenne sur la période 2000-2007 

Spécificités de la méthode basée sur la tendance du NDVI extraite par la décomposition temporelle STL

La composante « tendance » du NDVI, à partir de laquelle sont caractérisées les dynamiques de végétation des savanes, est calculée en prenant en compte tout le cycle phénologique.

Avec cette technique de décomposition temporelle, **les effets des variations saisonnières sont supprimés** dans la composante « tendance ».

Par définition, la composante « tendance » de STL permet de **détecter des changements uniquement entre le début et la fin de la période étudiée**. La comparaison avec les changements détectés à partir d'une analyse diachronique d'images HRS sur une période de quatre ans montre une moyenne à bonne correspondance entre les classes d'évolutions régressive et stable. Cependant, compte-tenu du pas de temps utilisé pour l'évaluation des résultats (quatre ans) et du peu de références existant actuellement pour définir un protocole de validation de ce type d'approche, **on ne peut pas établir de conclusions sur la qualité des changements détectés**. C'est pourquoi **nous avons choisi de ne pas utiliser l'information produite par cette méthode sur les dynamiques de végétation des savanes dans l'étude de la relation « feu – dynamique de végétation »**.

Les travaux menés dans ce chapitre sur l'utilisation de la technique STL pour décomposer la série temporelle des NDVI-MODIS confortent l'idée que cette technique présente un potentiel intéressant pour aller plus loin dans l'exploitation de la dimension temporelle des séries d'images satellitaires du type MODIS, SPOT-VEGETATION, MERIS. Ils font apparaître, en particulier, deux axes de recherche :

- Le besoin de définir une méthode de qualification et de validation des changements détectés sur la composante « tendance ».
- Le besoin de faire évoluer la méthode d'extraction de la tendance pour pouvoir détecter des changements sur cette composante pendant la période étudiée.

A ce niveau, une version modifiée de STL (BFAST – *Breaks For Additive Seasonal and Trend*) a été très récemment développée pour permettre de mettre en évidence des changements sur la composante « tendance » au cours de la série temporelle analysée (Verbesselt J. et al. 2009). Les auteurs ont illustré la méthode avec un exemple d'une série temporelle de NDVI-MODIS sur un pixel d'une plantation de pin ayant subi plusieurs changements au cours de la période analysée : les phases de plantation, de récolte et de mortalité (suite à des épisodes de sécheresse et d'attaque d'insectes) se traduisent par des ruptures dans la tendance du NDVI. Le principe repose sur la possibilité de détecter dans la série temporelle étudiée des points de rupture traduisant un changement de tendance. Pour cela, l'utilisateur doit spécifier en entrée deux nouveaux paramètres, en plus de la longueur du cycle phénologique : 1) un nombre maximum de points de rupture possibles dans la composante « tendance » ; 2) une valeur seuil définissant l'amplitude maximale de variation de l'indice de végétation étudié au-delà de laquelle un point de rupture est identifié. Cette évolution de la méthode de décomposition temporelle STL ouvre des perspectives intéressantes, en particulier pour étudier les tendances à long terme de différents écosystèmes et mettre en évidence les effets d'épisodes climatiques (comme des sécheresses, des cyclones) ou de pratiques de gestion (coupes, feux, récoltes en milieux naturel ou agricole).

Méthode de validation

Concernant la méthode d'analyse des changements basée sur la tendance NDVI de STL, on doit poser des réserves quant à notre démarche d'évaluation des résultats :

- Le pas de temps pris en compte pour décomposer la série temporelle et extraire la tendance est court (4 ans) alors que l'outil semble plutôt calibré pour travailler sur des séries longues (Verbesselt J. et al. 2009).

Dans le cadre de ce travail, ce pas de temps nous a été imposé par la disponibilité pour la même année d'une image à haute résolution spatiale et de références de terrain pour en permettre l'interprétation et la classification.

- La procédure d'évaluation proposée du résultat des changements mesurés sur la tendance du NDVI de STL n'est peut-être pas adaptée.

En effet, un intervalle de quatre ans semble davantage approprié pour identifier des changements d'utilisation des sols, du type mise en culture des savanes ou abandon de parcelles agricoles, que pour détecter des changements sur le couvert végétal des savanes associés à des évolutions régressives ou progressives.

D'autres auteurs sont confrontés à ce même problème. Les développements actuels montrent que les méthodes de décomposition de série temporelle comme STL permettent de détecter des changements. Les recherches s'orientent à présent sur un travail de classification des changements détectés (Verbesselt J. et al. 2009).

En résumé, trois points forts ressortent de ce travail d'exploitation de série temporelle d'images MODIS : 1) La capacité des techniques utilisées à caractériser des dynamiques de végétation des savanes ; 2) Le besoin de définition d'une méthode pour caractériser les changements mis en évidence par la tendance du NDVI obtenue par décomposition temporelle type STL ; 3) La production d'une information sur les dynamiques de végétation des savanes à partir de l'indicateur phénologique *sumNDVI* adaptée pour être mise en relation avec l'information sur le régime des feux (même résolution spatiale, même période étudiée).

Troisième partie

Etude de la relation

« FEU - DYNAMIQUE DE VEGETATION »

dans les savanes du bassin versant de

Marovoay

CHAPITRE 5 - RELATION ENTRE REGIME DES FEUX ET DYNAMIQUE DE VEGETATION DES SAVANES

Les travaux présentés dans le chapitre 4 ont permis de produire une information spatialisée à l'échelle du bassin versant de Marovoay sur les dynamiques de végétation des savanes entre 2000 et 2007. Les variations spatiales des évolutions observées de l'activité végétale des savanes résultent de l'interaction complexe de différents facteurs environnementaux, en particulier les précipitations, le pâturage et le feu (Gillon D. 1983; Skarpe C. 1992). Concernant les deux premiers facteurs, nous ne disposons pas d'informations à l'échelle du site d'étude pour faire un bilan spatialisé sur la période étudiée. En revanche, les travaux présentés dans le chapitre 3 ont permis d'établir un indicateur spatialisé du régime des feux traduisant les différents modes d'usages des feux.

Ce chapitre est dédiée à l'étude de la relation « feu – dynamique de végétation » dans les savanes à l'échelle du bassin versant de Marovoay. Ce travail présente deux intérêts : 1) Les résultats de l'analyse doivent permettre d'enrichir les connaissances concernant le rôle du feu dans la dynamique de végétation des savanes. Est-il un outil de gestion durable des savanes (Bloesch U. 1999) ou un facteur de dégradation de ces mêmes milieux (Thonicke K. et al. 2001) ? ; 2) Les résultats obtenus sur le site d'étude doivent apporter aux gestionnaires de ce territoire une partie des éléments pour localiser les zones où le feu est un facteur important de la dynamique de végétation des savanes et où, par conséquent, la mise en place d'un système opérationnel de suivi et de gestion de l'usage des feux apparaît nécessaire. En effet, à l'heure actuelle, seules les zones bénéficiant de ressources financières importantes comme les Parcs Nationaux ou les Réserves Intégrales (Frost P.G.H. 1999; Parr C.L. and Brockett B.H. 1999) sont dotées d'outils leur permettant de suivre l'activité des feux.

5.1 Objectif et hypothèses étudiées

Dans le chapitre 1, nous avons présenté, la dynamique de végétation des savanes qui se caractérise par : (1) une évolution progressive, marquée par un développement de la strate arbustive ou arborée au détriment de la strate herbacée et qui correspond à la dynamique naturelle des savanes, (2) une évolution stable se traduisant par un maintien du couvert herbacé, et (3) une évolution régressive, la plus fréquente et plus ou moins rapide, aboutissant à une savane dégradée (steppe). Ces trois évolutions résultent de l'interaction de facteurs environnementaux liés à la nature des sols, aux précipitations, à l'utilisation des sols et à la pression humaine. Selon qu'un de ces facteurs devient ou non prépondérant, la dynamique de végétation est modifiée. Aussi, pour mettre en évidence l'effet d'un de ces facteurs dans la dynamique de végétation des savanes, (Borak J.S. et al. 2000) préconisent de stratifier le territoire étudié en unités homogènes en prenant en compte les autres facteurs environnementaux.

Dans ce travail, nous nous intéressons en particulier au rôle du feu dans l'explication des évolutions du couvert végétal. La disponibilité de deux données - « régime des feux » et « dynamique de végétation » - spatialisées sur les savanes du site d'étude nous permet d'étudier leur relation par une analyse statistique basée sur des modèles de régression linéaire.

- La dynamique de végétation des savanes est caractérisée par l'analyse des variations inter annuelles d'un indicateur phénologique *sumNDVI* sur la période 2000 - 2007. L'information est produite à une résolution spatiale de 250 m. Trois classes de dynamiques de végétation sont définies en fonction de l'évolution de l'activité végétale pendant la période étudiée (évolutions stable, régressive ou progressive). **Compte-tenu du pas de temps étudié (2000-2007), seules les classes d'évolutions stable et régressive sont étudiées.**
- Pour évaluer les différents modes d'usage des feux, nous utilisons un indicateur de régime des feux mesuré sur la période 2000-2007. Il est produit à une résolution spatiale de 250 m et

définit **cinq classes de régime des feux en fonction de la fréquence de passage du feu et de leur période d'occurrence (précoce ou tardif).**

Sur le site d'étude, compte-tenu de la nature des données utilisées et des caractéristiques des unités d'analyse définies, l'objectif consiste à **vérifier différentes hypothèses quant à l'impact possible du feu sur l'évolution du couvert végétal des savanes en considérant une période d'observation de huit ans.** Ces hypothèses prennent en compte différentes situations rencontrées sur le bassin versant de Marovoay :

- Des savanes situées dans des zones à forte pression anthropiques liées aux activités humaines ou à la densité de population.
- Des savanes utilisées quasi exclusivement pour l'élevage et où la densité de population est faible ou inexistante dans le cas d'aires protégées.
- Des savanes situées dans des zones péri-forestières.

Hypothèse 1 : Evolutions des savanes en l'absence de feu.

Les observations menées sur des zones mises en défens montrent que l'absence de feu conduit à un changement progressif et lent de la stratification de la végétation avec le développement des ligneux, signifiant un embroussaillage des savanes (Granier P. and Cabanis Y. 1976). La figure 5-1 illustre une zone de savane mise en défens sur le bassin versant de Marovoay depuis cinq ans. Sur une période de huit ans, on pose l'hypothèse que l'absence de feu doit se traduire par une évolution stable des savanes, sauf dans le cas des savanes péri-forestières où l'on peut supposer une évolution progressive en l'absence du feu par un envahissement des espèces ligneuses.



Figure 5-1. Exemples de savanes mise en défens depuis 5 ans.

Hypothèse 2 : Effets du feu dans les zones à forte densité de population ou d'activités humaines.

Dans les zones à forte densité de population ou d'activités humaines, le feu interagit avec de nombreux autres facteurs environnementaux. Dans ces cas, l'utilisation des sols est partagée entre des parcelles cultivées et des zones pâturées. Le poids du facteur feu dans l'évolution des savanes se trouve par conséquent atténué. Le feu est utilisé de manière très variée (fréquence ou date de période de passage du feu) mais toujours pour conserver le couvert herbacé. En revanche, la dégradation du couvert herbacé ne peut pas être expliquée uniquement par le régime des feux : elle résulte de la combinaison des différents facteurs de pression anthropiques.

Hypothèse 3 : L'évolution des savanes dégradées liées à la fréquence des feux.

Dans les zones de savanes déjà dégradées (steppe), le feu explique une faible part de la dynamique de végétation qui est davantage due aux phénomènes érosifs installés. Cependant, dans une moindre mesure, la fréquence du feu (quelque soit la date de passage du feu) contribue à expliquer une évolution stable (feu peu fréquent) ou régressive (feu très fréquent) des milieux (Schule W. 1990).

Hypothèse 4 : Dans les zones de savane à dominante d'élevage, effet important du feu pour le maintien du couvert végétal.

Dans les zones de savane à dominante d'élevage, le feu et la pression de pâturage sont les facteurs prépondérants pour expliquer l'évolution du couvert végétal. Pour une période courte d'observation (comme celle que nous analysons), un usage très fréquent et tardif du feu favorise la production de biomasse herbacée et se traduit par une évolution stable des savanes (Rakotoarimanann V. et al. 2001). En revanche, pour ce pas de temps, la dégradation de ces milieux ne peut pas s'expliquer uniquement par le régime des feux.

Hypothèse 5 : Cas particulier des savanes en zones péri-forestières.

Dans les savanes situées en zones péri-forestières, la fréquence des feux conditionne la conservation de ces milieux si on considère une période courte d'observation : plus la fréquence est importante, plus les savanes sont maintenues ouvertes.

5.2 Données

La base de données utilisée comporte des données cartographiques permettant de stratifier le site d'étude en unité d'analyse et des données issues du travail de télédétection.

5.2.1 Données cartographiques

Le bassin-versant de Marovoay peut se caractériser selon :

- La **diversité des types de sols** présents.

Les types de sols présents sur le site d'étude peuvent être reclassés en fonction de leur degré d'évolution et de leur potentiel agronomique (Figure 5-2 en haut). Quatre classes de sols sont définies : (1) les sols minéraux bruts d'érosion et les sols ferrugineux tropicaux lessivés présentant le plus faible potentiel agronomique, viennent ensuite par ordre croissant de potentiel agronomique de moyen à très fort, (2) les sols ferrugineux tropicaux peu lessivés, (3) les sols peu évolués humifères et (4) les sols hydromorphes du périmètre irrigué.

- Les **unités de gestion du territoire** (Figure 5-2 en bas) : une distinction est faite entre les zones situées en dehors ou dans le Parc National d'Ankarafantsika (PN Ankarafantsika). La limite du PN d'Ankarafantsika constitue une frontière stricte : la gestion des écosystèmes (savane et forêt) est différente de part et d'autre de cette frontière.
- La **proximité au périmètre irrigué et aux zones habitées** où se concentrent les cultures sur *tanety* (Figure 5-2 en bas) : une zone tampon de 1,5 km autour du périmètre irrigué et incluant les principaux villages présents sur le bassin-versant a été définie. Il s'agit d'une limite « floue », symbolisant un front agricole très actif. Elle permet de distinguer sur le site d'étude des zones de savane en mosaïque avec d'autres occupations du sol (zones habitées ou cultivées) et des zones de savane quasi exclusivement à vocation pastorale. Ces zones pastorales sont soumises à de fortes contraintes : insécurité foncière, dépassement de capacité de charge des pâturages, quasi absence de plan d'aménagement, insuffisance d'infrastructure.

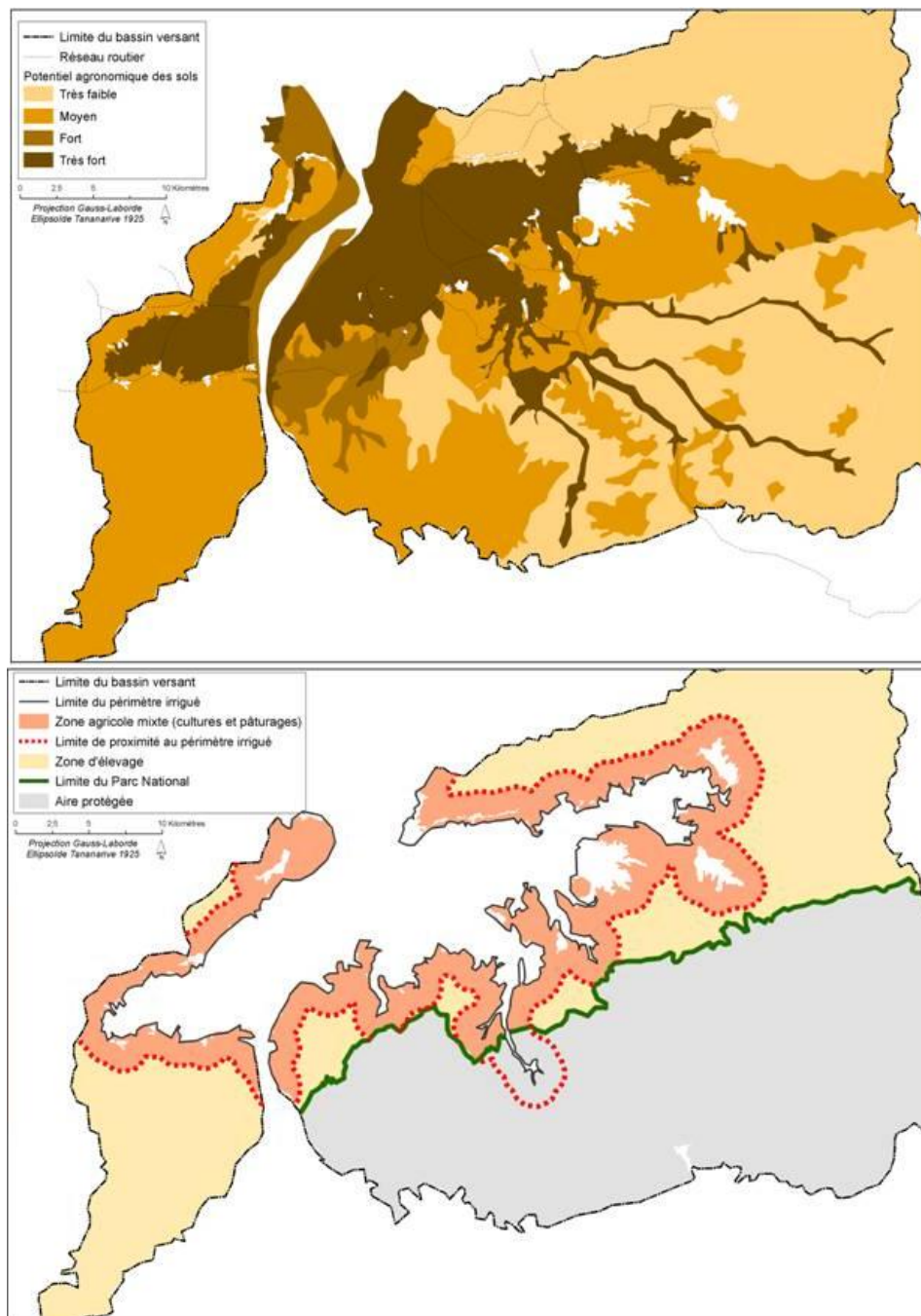


Figure 5-2. Stratification du bassin versant de Marovoay selon 1) les types de sols (en haut), 2) les unités de gestion du territoire et la proximité au périmètre irrigué et aux zones habitées (en bas).

5.2.2 Données issues du travail de télédétection

Dans le plan « Indicateur de régime des feux », cinq classes, cartographiées sur le bassin versant de Marovoay (Figure 5-3), ont été définies : 1) Pas de feux, 2) Feux peu fréquents et précoces, 3) Feux peu fréquents et tardifs, 4) Feu très fréquents et précoces, 5) Feux très fréquents et tardifs.

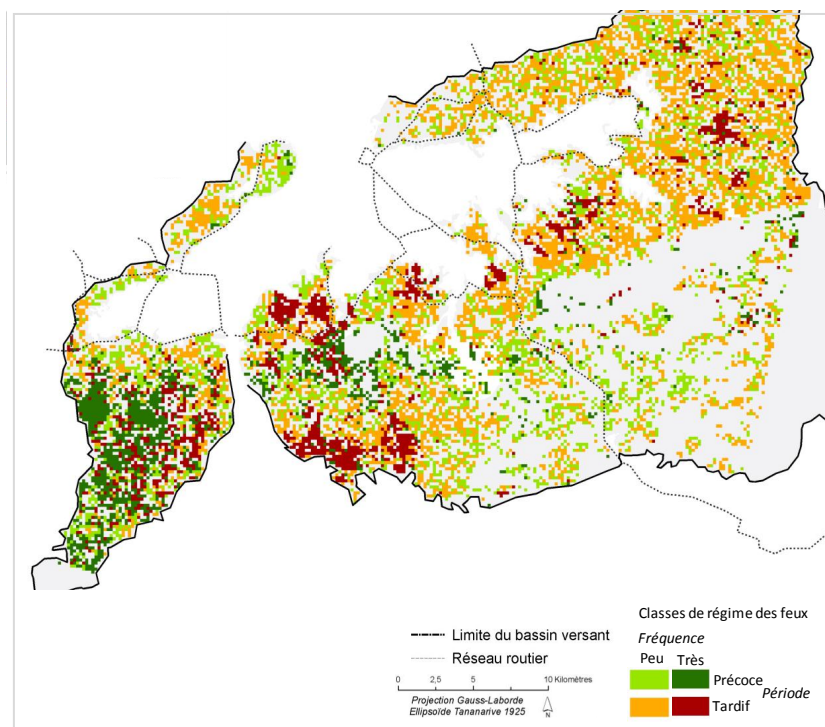


Figure 5-3. Carte du régime des feux établie pour la période 2000 -2007 sur le bassin versant de Marovoay.

Le plan « Dynamique de végétation des savanes » comporte trois classes caractérisant les évolutions stables, régressives et progressives cartographiées sur le bassin versant de Marovoay (Figure 5-4) sur la période 2000 - 2007.

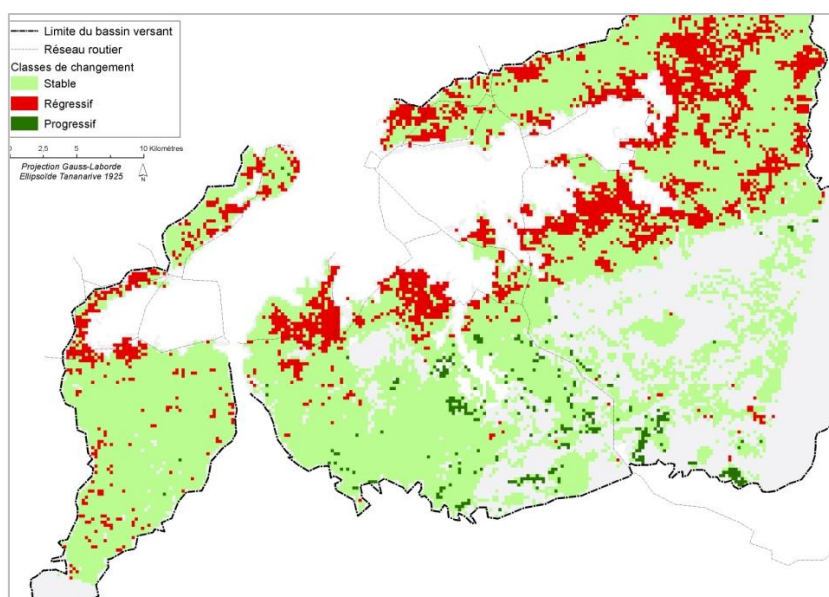


Figure 5-4. Carte de la dynamique de végétation des savanes établie pour la période 2000 -2007 sur le bassin versant de Marovoay.

5.3 Méthode

L'approche statistique proposée repose sur une utilisation de modèles de régression pour estimer à quel niveau et de quelle manière les variables du régime des feux (variables explicatives ou indépendantes) expliquent la dynamique de végétation des savanes (variables d'intérêt ou dépendantes) observée sur le bassin versant de Marovoay. Sur la base d'une stratification du site d'étude, l'analyse statistique est réalisée et interprétée par unité d'analyse pour pouvoir vérifier les hypothèses énoncées en début de ce chapitre (cf. section 5.1).

Dans un premier temps, nous présentons les caractéristiques des unités d'analyse définies sur le site d'étude suite à la stratification. Ensuite, nous détaillons la méthode d'analyse proposée pour étudier la relation « feu – dynamique de végétation ».

5.3.1 Stratification du site d'étude

A partir des données cartographiques, le bassin versant de Marovoay a été découpé en neuf unités d'analyse (Figure 5-5) en fonction des caractéristiques de potentiel agronomique des sols, d'utilisation des sols et de pression humaine (Tableau 5-1). Cela a permis de dissocier des zones de savane utilisée quasi exclusivement pour l'élevage, des zones de savane dégradée, des zones où l'utilisation des sols est partagée entre parcelles cultivées et zones de pâturage avec une très forte pression humaine et des zones de savane en limite forestière dans le PN d'Ankarafantika.

Tableau 5-1. Caractéristiques des unités d'analyse définies sur les savanes du bassin-versant de Marovoay.

N° unité d'analyse	Potentiel agronomique des sols	Type d'utilisation des sols	Pression humaine*
1	Moyen (sols ferrugineux tropicaux lessivés)	Cultures sur <i>tanety</i>	+++
2	Très faible à moyen (sols minéraux bruts d'érosion + sols ferrugineux tropicaux lessivés et peu lessivés)	Cultures sur <i>tanety</i> dominant + Pâturage	++
3	Très faible à moyen (sols minéraux bruts d'érosion + sols ferrugineux tropicaux lessivés et peu lessivés)	Pâturage extensif dominant + cultures sur <i>tanety</i>	+
4	Moyen (sols ferrugineux tropicaux peu lessivés)	Cultures sur <i>tanety</i> dominant + Pâturage	+++
5	Fort (sols peu évolués humifères)	Pâturage extensif dominant + cultures sur <i>tanety</i>	++
6	Moyen (sols ferrugineux tropicaux peu lessivés)	Pâturage extensif protégée	+
7	Très faible (sols ferrugineux tropicaux lessivés)	Zone protégée (conservation de la forêt)	0
8	Moyen (sols ferrugineux tropicaux peu lessivés)	Cultures sur <i>tanety</i> dominant + Pâturage	+++
9	Moyen (sols ferrugineux tropicaux peu lessivés)	Zone de pâturage extensif	+

Codes pression humaine : +++ = très forte ; ++ = moyenne ; + = faible ; 0 = nulle.

L'unité d'analyse n°1 constitue un cas particulier de part sa proximité au village de Marovoay qui augmente la densité de population par rapport au reste du bassin versant. L'occupation du sol se caractérise par de nombreuses parcelles de culture sur *tanety* sur des sols évolués, à faible potentiel productif et très dégradés par les phénomènes d'érosion.

Le reste du bassin versant est caractérisé par une organisation spatiale des utilisations du sol selon le schéma suivant : les zones habitées se concentrent à proximité du périmètre irrigué avec une occupation du sol dominée par des cultures sur *tanety* (unités d'analyse n° 2, 4 et 8). Les zones de pâturage augmentent d'autant plus que l'on s'éloigne du périmètre irrigué (unités d'analyse n° 3, 5 et 9). Toutefois, les unités d'analyse n° 2 et 3 se caractérisent par des sols très dégradés avec un faible potentiel productif par rapport aux autres unités d'analyse (n° 4, 5, 8 et 9). Les unités d'analyse situées sur la rive gauche de la Betsiboka (n° 8 et 9) sont très peu peuplées, y compris à proximité du périmètre irrigué. Dans cette partie du bassin versant, les infrastructures d'irrigation ayant été fortement endommagées, les cultivateurs de riz se sont déplacés sur la rive droite du fleuve. Il reste

principalement des éleveurs de zébus, faisant de l'élevage la principale activité agricole sur cette zone. Les unités d'analyse n° 6 et 7, se caractérisant respectivement par une zone de pâturage extensif et une zone forestière, se distinguent du fait de leur appartenance au PN d'Ankarafantsika, ce qui implique un mode de gestion de ces milieux différents. Les deux types d'utilisation du sol observés s'expliquent principalement par la nature des sols, les zones forestières étant situées sur des sols pauvres et lessivés par rapport aux zones pâturées associées à des sols moins lessivés et donc à plus fort potentiel productif.

Chaque unité d'analyse est caractérisée en fonction des types d'usage des feux, des dynamiques de végétation des savanes et de la pression humaine.

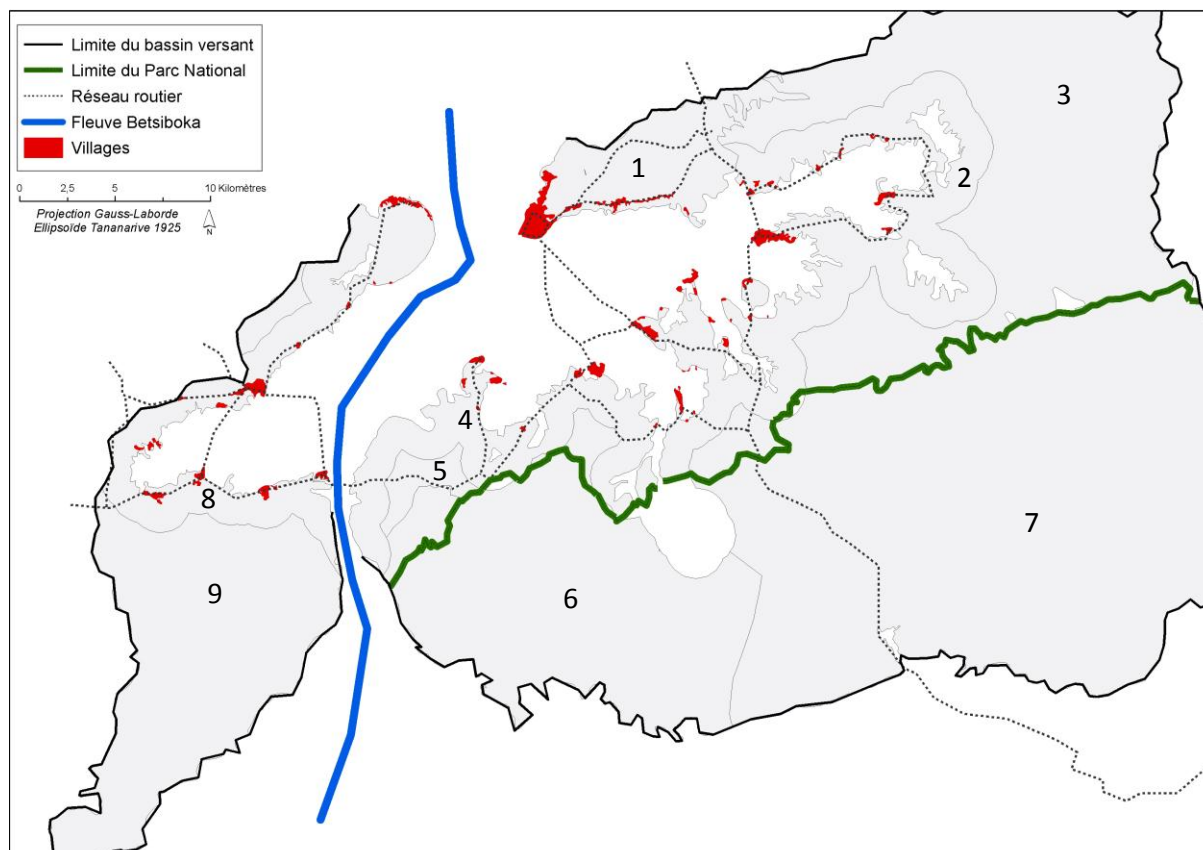


Figure 5-5. Stratification du bassin versant de Marovoay en neuf unités d'analyse.

5.3.2 Analyse spatiale de l'impact de l'usage des feux dans les dynamiques de végétation des savanes

La carte des dynamiques de végétation a été superposée avec la carte de régime des feux dans la limite des zones de savane et des neuf unités d'analyse définies. L'analyse statistique repose sur l'utilisation de modèles de régression pour étudier, dans chaque unité d'analyse, les relations entre les deux types de variables définies :

- L'indicateur de dynamiques de végétation est défini comme la variable d'intérêt ou variable dépendante. Nous conservons les classes d'évolution régressive et stable. Le pas de temps défini par la longueur de la série temporelle MODIS (2000-2007) ne permet pas de d'étudier des évolutions progressives des savanes.
- Les variables explicatives ou variables indépendantes sont représentées par les cinq classes de l'indicateur du régime des feux.

Pour pouvoir réaliser nos analyses statistiques, nous avons décrit les variables explicatives de manière quantitative en procédant par carroyage (Cauvin C. et al. 2008). Ainsi, une grille à maille régulière a été appliquée sur l'ensemble des unités d'analyse et calée sur les cartes de dynamiques de végétation et de régime des feux. La taille de chaque cellule de la grille a été fixée à 1 km² (soit au total 1369 cellules pour couvrir l'ensemble de la zone d'étude). Chaque cellule contient 16 pixels MODIS,

chacun étant caractérisé par une classe de dynamiques de végétation et de régime des feux. Nous avons calculé pour chaque cellule les pourcentages de pixels appartenant à chaque classe de régime des feux et à chaque classe de dynamique de végétation des savanes en référence au nombre total de pixels contenus dans une cellule. Ainsi, nous avons transformé nos variables explicatives et d'intérêt, initialement qualitatives, en variables quantitatives.

Pour la taille de la cellule de la grille, il n'existe aucun critère « objectif » qui permette de faire un bon choix (Cauvin C. et al. 2008). Notre choix de taille de cellule correspondant à 4*4 pixels MODIS à 250 m est motivé par deux raisons : 1) pour minimiser de possibles problèmes de calage entre les deux sources de données utilisées, et 2) pour procéder à la transformation des variables qualitatives en variables quantitatives (Eva H. and Lambin E.F. 2000). Les variables d'évolution régressive et stable sont analysées séparément.

ETAPE 1 : Calcul du modèle de régression et extraction de ses paramètres.

La relation « feu – dynamique de végétation » est caractérisée à travers l'analyse de modèles linéaires généralisés (GLM), établis pour chaque unité d'analyse, dans lesquels on cherche à déterminer si les variables (Y_i) de dynamiques de végétation peuvent être expliquées par les variables de régime des feux (X_i).

Dans chaque unité d'analyse, la relation « feu-dynamique de végétation » est modélisée par deux équations du type de l'équation (6), une équation pour chaque variable de dynamique de végétation à expliquer (évolution régressive ou stable).

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_4 X_4 + \beta_5 X_5 \quad \text{Equation (6)}$$

Où Y_i est la variable d'intérêt, X_1 à X_5 représentent les variables de régime des feux et β_1 à β_5 correspondent aux coefficients du modèle pour chaque variable explicative.

Pour analyser la relation entre la variable d'intérêt et les variables explicatives, on utilise plusieurs descripteurs : le nombre de degrés de liberté, la déviance résiduelle du modèle, les coefficients du modèle et les valeurs des coefficients normalisés du modèle.

ETAPE 2 : Test de significativité du modèle.

Pour tous les modèles, un test F de *Fisher* ou *Chi* permet de vérifier la significativité du modèle proposé par comparaison avec un modèle nul (c'est-à-dire un modèle ne contenant pas de variables explicatives). L'hypothèse nulle (H_0) correspond à un modèle testé non significativement différent du modèle nul. Cela signifie que l'écart entre la déviance résiduelle du modèle testé et celle du modèle constant est faible. L'hypothèse alternative (H_1) correspond à un modèle testé significativement différent du modèle nul.

Pour choisir le test à réaliser, on analyse le rapport de la déviance résiduelle du modèle testé par rapport au nombre de degrés de liberté. Deux cas sont possibles : 1) Si la valeur du rapport déviance résiduelle du modèle testé / degré de liberté est inférieure ou proche de 2, on utilise un test *Chi* pour tester la significativité des modèles ; 2) Dans le cas contraire, on utilise un test F de *Fisher*.

ETAPE 3 : Qualification du pouvoir explicatif du modèle, test de significativité des variables explicatives et classement en fonction de leur poids dans le modèle.

Pour tous les modèles significatifs, la valeur du rapport déviance résiduelle / degré de liberté permet ensuite de qualifier la part de variabilité de l'indicateur de dynamiques de végétation des savanes qui peut être expliquée par les variables de régime des feux. Si la valeur est inférieure ou proche de 2, cela signifie que le modèle permet d'expliquer une part importante de la variabilité de la variable d'intérêt. Au-delà de 2, la part expliquée par le modèle est considérée comme faible. Ensuite, un test *Chi* permet de vérifier la significativité de chacune des variables dans le modèle. Pour ordonner les variables significatives en fonction de leur poids dans le modèle, on utilise les coefficients normalisés, c'est-à-dire corrigés par la valeur de l'écart-type. Plus la valeur absolue du coefficient normalisé est grande, plus le poids de la variable est important dans le modèle proposé.

5.4 Résultats

Les résultats sont présentés en trois parties. Dans un premier temps, nous caractérisons les unités d'analyse en fonction des variables étudiées « régime des feux » et « dynamique de végétation ». Ensuite, nous analysons les résultats des modèles de régression établis pour chaque unité d'analyse pour vérifier les hypothèses initiales. Enfin, nous proposons une synthèse des principales informations à retenir sur la relation « feu-dynamique de végétation des savanes » d'après les résultats obtenus sur le bassin versant de Marovoay.

5.4.1 Caractérisation des unités d'analyse

Le tableau 5-2 présente la composition (en surface) de chaque unité d'analyse en classes de régime des feux et de dynamique de végétation. Dans les deux paragraphes suivants, nous commentons ces résultats.

Tableau 5-2. Caractéristiques des unités d'analyse selon les classes de régime des feux et de dynamique de végétation pour la période 2000-2007.

Unité d'analyse	Nombre de cellule	Pourcentage de classes de régime des feux par unité d'analyse					Pourcentage de classe d'indicateur phénologique <i>sumNDVI</i> par unité d'analyse	
		Pas de feu	Feu peu fréquent		Feu très fréquent		Evolution stable	Evolution régressive
			Précoce	Tardif	Précoce	Tardif		
1	47	51	16	32	1	0	64	26
2	119	19	19	52	1	8	53	47
3	197	13	21	54	2	9	74	26
4	58	10	26	32	6	27	59	41
5	41	3	11	49	3	34	51	49
6	213	14	24	29	14	19	97	3
7	302	25	37	29	7	2	99	1
8	34	25	35	34	2	4	65	35
9	163	2	17	13	45	23	95	5

5.4.1.1 Caractérisations des unités d'analyse selon le régime des feux

Toutes les unités d'analyse se caractérisent par au moins 2/3 de leur surface concernée par les feux au cours de la période 2000-2007. L'unité d'analyse n°1, zone proche de Marovoay, fait exception avec des surfaces brûlées moins importantes, représentant 49 % de la surface totale. Sur le bassin versant, les unités d'analyse peuvent être regroupées selon l'usage des feux observé (Figure 5-6).

GROUPE 1 : Unités d'analyse caractérisées par une combinaison particulière de la fréquence et de la saisonnalité des feux.

Dans les unités d'analyse n° 1, 2 et 3, le feu est utilisé majoritairement de manière peu fréquente et tardivement en saison sèche. Ce régime du feu correspond bien avec l'utilisation des sols à vocation agricole observée dans ces zones : il s'agit de feux de préparation des parcelles pour la mise en place des cultures avant le démarrage de la saison des pluies.

Dans l'unité d'analyse n°9, le feu est utilisé majoritairement de manière très fréquente et tôt dans la saison sèche, ce qui correspond bien à un régime des feux adapté pour favoriser une repousse d'herbes vertes en début de saison sèche dans des zones de pâturage extensif.

GROUPE 2 : Unités d'analyse caractérisées uniquement soit par la fréquence, soit par la saisonnalité des feux.

L'unité d'analyse n°5 se distingue par des feux majoritairement tardifs. En revanche, les unités d'analyse n° 7, 8 sont caractérisées par des feux majoritairement peu fréquents. Pour l'unité d'analyse n°7, cela coïncide bien avec un régime du feu contrôlé dans une zone forestière protégée.

GROUPE 3 : Unités d'analyse caractérisées par un usage des feux très varié.

Les unités d'analyse n° 4 et 6 se caractérisent par plusieurs types de régime des feux. Cela correspond bien à la double vocation agricole et pastorale de l'utilisation des sols dans ces zones et traduit la pression humaine exercée sur les savanes située dans le Parc National d'Ankarafantsika (unité d'analyse n°6). Cependant, par comparaison avec les feux tardifs observés dans les savanes de l'unité d'analyse n° 5, la part plus importante des feux précoces dans l'unité d'analyse n°6 montre un régime des feux davantage contrôlé.

L'analyse de la répartition spatiale des classes de régimes du feu sur le bassin versant montre la forte interaction existante entre les types d'utilisation du sol et le régime du feu.

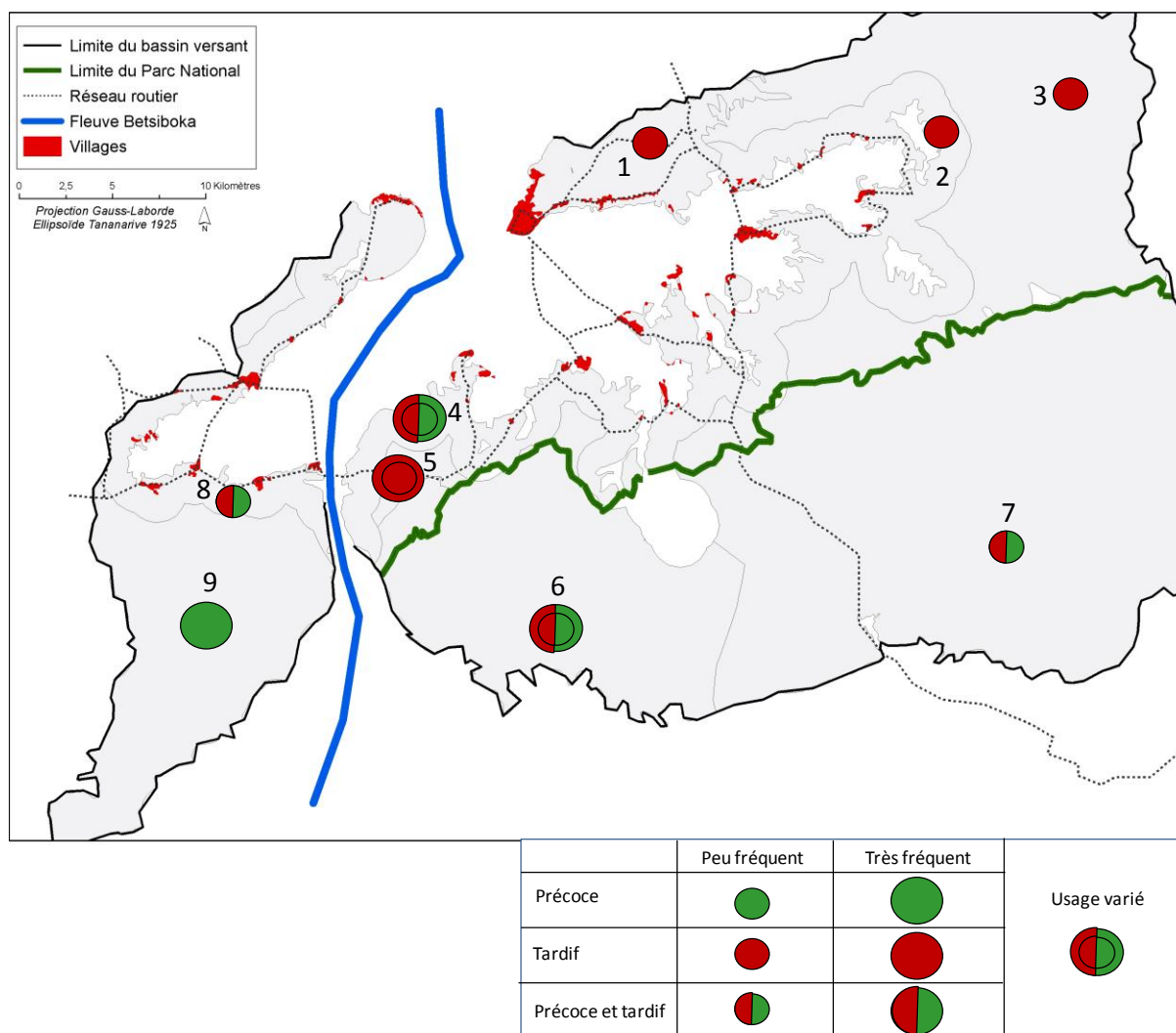


Figure 5-6. Caractérisation des unités d'analyse définies sur le bassin-versant de Marovoay en fonction du régime des feux observés sur la période 2000-2007.

5.4.1.2 Caractérisation des unités d'analyse selon la dynamique de végétation des savanes

Sur le bassin versant de Marovoay, l'analyse de la composition des unités d'analyse en classes de dynamiques de végétation des savanes (tableau 5-2) permet de définir trois classes de dégradation des savanes, de quasi nulle (moins de 5 % de la surface des savanes de l'unité d'analyse est classée en évolution régressive) à forte (les surfaces classées en évolution régressive représentent plus de 1/3 de la surface de savane de l'unité d'analyse). La définition de ces classes est présentée dans le tableau 5-3. Leur distribution spatiale, illustrée sur la figure 5-7, met en évidence un gradient de dégradation du couvert végétal des savanes sur le site d'étude.

Tableau 5-3. Définition des classes de dégradation des savanes en fonction de la proportion de surface de savanes classées en « évolution régressive ».

Classes de dégradation des savanes	Pourcentages de classe d'évolution régressive » par unité d'analyse
1- Quasi nulle	$\leq 5 \%$
2- Faible à moyenne	Entre 6 et 33 %
3- Forte	$>33 \%$

Les unités d'analyse n° 6 et 7, appartenant au Parc National d'Ankarafantsika et l'unité d'analyse n° 9, située sur la rive gauche du fleuve Betsiboka et exclusivement à vocation pastorale se caractérisent par un maintien du couvert végétal. Il s'agit des parties du bassin versant les moins densément peuplées. Dans ces unités, les zones classées en évolution régressive représentent 5 % ou moins de la surface totale.

Les unités d'analyse n° 1 et 3 caractérisent ensuite les zones du bassin versant présentant le niveau faible à moyen de dégradation. Cela peut s'expliquer par un état de dégradation des sols déjà très marqué (unité d'analyse n°3) et une densité de population forte (unité d'analyse n°1) rendant les activités agricoles ou pastorales très limitées.

Les unités d'analyse n° 2, 4, 5 et 8, où se concentre la plupart des activités humaines, dont les cultures, sur le site d'étude, présentent les plus forts niveaux de dégradation : entre un tiers et la moitié de leur surface est concernée par ce phénomène.

L'analyse de la répartition spatiale de la dégradation du couvert végétal des savanes sur le bassin versant de Marovoay montre qu'il existe une forte interaction entre les types d'utilisation du sol et l'évolution régressive des savanes.

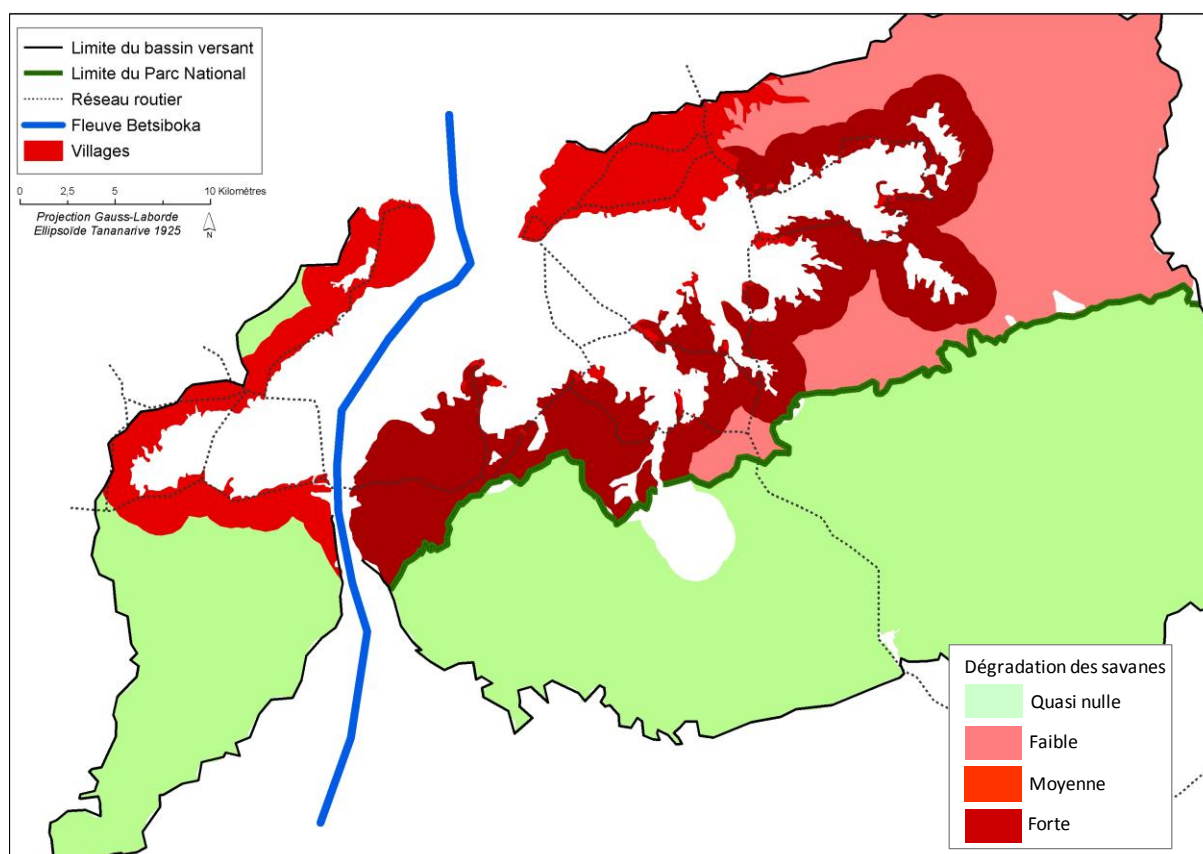


Figure 5-7. Gradient de dégradation des savanes (évolution régressive de l'indicateur phénologique *sumNDVI*) sur le bassin-versant de Marovoay.

5.4.2 Impact du régime des feux sur la dynamique de végétation : Vérification des hypothèses

Après avoir caractérisé les unités d'analyse en fonction des variables étudiées, nous présentons les résultats issus de l'analyse statistique. Pour les neuf unités d'analyse, les modèles de régression calculés sont tous significatifs. Le tableau 5-4 présente les valeurs du rapport « Déviance résiduelle / Degré de liberté » par unité d'analyse et par variable de dynamique de végétation.

Tableau 5-4. Valeurs du rapport « Déviance résiduelle / Degré de liberté » par unité d'analyse.

Unité d'analyse	Déviance résiduelle / Degré de liberté	
	Evolution régressive	Evolution stable
1	5.20	5.20
2	5.93	5.97
3	6.10	6.10
4	6.90	6.40
5	5.74	5.74
6	1.35	2.02
7	0.64	2.01
8	6.40	6.40
9	1.65	1.65

En fonction de la valeur de ce rapport, deux classes d'unités d'analyse apparaissent.

- Classe 1 : classe regroupant les unités d'analyse pour lesquelles la valeur du rapport « Déviance résiduelle / Degré de liberté » est supérieure à 2.
- Classe 2 : classe caractérisant les unités d'analyse pour lesquelles la valeur du rapport « Déviance résiduelle / Degré de liberté » est inférieure ou proche de 2.

La classe 1 regroupe les unités d'analyse caractérisant les zones de plus forte densité de population ou de plus forte concentration des activités humaines dont l'agriculture (n° 1, 2, 3, 4, 5 et 8). Les valeurs du rapport « Déviance résiduelle / Degré de liberté » montrent que les modèles proposés expliquent une faible part de la variabilité des dynamiques de végétation des savanes observées sur le bassin versant de Marovoay. Cela tend à prouver que dans ces zones, les dynamiques de végétation des savanes résultent d'interactions complexes entre différents facteurs humains et environnementaux dont le feu.

La classe 2 se compose des unités d'analyse n° 6, 7 et 9 (elles sont représentées en gras et en grisé dans le tableau). Elle regroupe les zones du site d'étude présentant une faible pression humaine et une utilisation du sol dominée par l'élevage. Il s'agit des situations où le modèle proposé, basé sur des variables de régime des feux, permet d'expliquer une part importante de la variabilité des variables de dynamique de végétation.

Les tableaux 5-5 et 5-6 présentent les caractéristiques des modèles établis pour expliquer respectivement la dégradation ou la conservation des savanes entre 2000 et 2007 sur les neuf unités d'analyse. Pour chaque modèle, les variables indépendantes significatives (au seuil $\alpha = 1\%$) sont représentées en bleu. Leurs coefficients peuvent être de signes positif ou négatif. Une variable indépendante présentant un coefficient de signe négatif signifie qu'elle ne permet pas d'expliquer la variable d'intérêt. A l'inverse, un coefficient de signe positif caractérise les variables indépendantes qui expliquent la variable d'intérêt. Les chiffres entre parenthèses indiquent le classement de ces variables selon leur poids dans le modèle (1 signifiant la variable indépendante avec le plus de poids). Nous avons indiqué en gris celle qui contribue le plus à expliquer la variable d'intérêt dans chaque modèle (coefficient de signe positif avec le poids le plus important).

Tableau 5-5. Modèles de régression pour la variable « Dégradation des savanes ».

Variables indépendantes	Coefficient	Ecart-type	p(Chi)	Code de significativité
(a) Modèle pour l'unité d'analyse 1				
Constante	.884	.948		
Pas de feu	-.031 (4)	.068	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	-.176 (3)	.125	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	-.190 (2)	.099	.000	***
Feu très fréquent et précoce	-.522	.725	.091	n.s.
Feu très fréquent et tardif	-2.153 (1)	2.365	.004	**
(b) Modèle pour l'unité d'analyse 2				
Constante	1.159	.477		
Pas de feu	-.164 (2)	.054	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	-.137 (3)	.069	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	-.127 (4)	.047	.000	***
Feu très fréquent et précoce	.451 (1)	.338	.000	***
Feu très fréquent et tardif	-.047	.074	.128	n.s.
(c) Modèle pour l'unité d'analyse 3				
Constante	-1.253	.449		
Pas de feu	-.057 (3)	.052	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	-.014 (5)	.055	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	.025 (4)	.042	.000	***
Feu très fréquent et précoce	.433 (1)	.164	.000	***
Feu très fréquent et tardif	.105 (2)	.053	.000	***
(d) Modèle pour l'unité d'analyse 4				
Constante	.030	.678		
Pas de feu	-.169 (3)	.149	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	-.173 (2)	.094	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	.030 (4)	.084	.000	***
Feu très fréquent et précoce	-.283 (1)	.204	.000	***
Feu très fréquent et tardif	.053	.069	.045	n.s.
(e) Modèle pour l'unité d'analyse 5				
Constante	-1.630	1.538		
Pas de feu	.153 (2)	.559	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	.408 (1)	.235	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	.122 (3)	.147	.007	**
Feu très fréquent et précoce	.614	.594	.012	n.s.
Feu très fréquent et tardif	.063	.163	.354	n.s.
(f) Modèle pour l'unité d'analyse 6				
Constante	-3.191	.436		
Pas de feu	-.516 (1)	.148	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	.121	.060	.029	n.s.
Feu peu fréquent et tardif	-.088	.061	.074	n.s.
Feu très fréquent et précoce	.049	.060	.413	n.s.
Feu très fréquent et tardif	-.163 (2)	.065	.065	**
(g) Modèle pour l'unité d'analyse 7				
Constante	-4.924	.490		
Pas de feu	.147 (2)	.062	.002	**
Feu peu fréquent et précoce	-.100 (3)	.086	.005	**
Feu peu fréquent et tardif	.227 (1)	.076	.005	**
Feu très fréquent et précoce	-.303	.452	.424	n.s.
Feu très fréquent et tardif	-15.144	953.245	.061	n.s.
(h) Modèle pour l'unité d'analyse 8				
Constante	.754	1.091		
Pas de feu	.162 (3)	.135	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	-.271 (2)	.141	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	-.139	.136	.032	n.s.
Feu très fréquent et précoce	.010	.391	.949	n.s.
Feu très fréquent et tardif	-.699 (1)	.380	.000	***
(i) Modèle pour l'unité d'analyse 9				
Constante	-2.325	.453		
Pas de feu	-.196 (2)	.139	.001	***
Feu peu fréquent et précoce	-.014	.063	.653	n.s.
Feu peu fréquent et tardif	.018	.060	.485	n.s.
Feu très fréquent et précoce	-.030	.040	.444	n.s.
Feu très fréquent et tardif	-.224 (1)	.065	.000	***

Tableau 5-6. Modèles de régression pour la variable « Conservation des savanes ».

Variables indépendantes	Coefficient	Ecart-type	p(Chi)	Code de significativité
(a) Modèle pour l'unité d'analyse 1				
Constante	-.884	.948		
Pas de feu	.031 (4)	.068	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	.176 (3)	.125	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	.190 (2)	.099	.000	***
Feu très fréquent et précoce	.522	.725	.091	n.s.
Feu très fréquent et tardif	2.153 (1)	2.365	.004	**
(b) Modèle pour l'unité d'analyse 2				
Constante	-1.151	.476		
Pas de feu	.161 (2)	.054	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	.136 (3)	.069	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	.126 (4)	.047	.000	***
Feu très fréquent et précoce	-.452 (1)	.337	.000	***
Feu très fréquent et tardif	.046	.074	.132	n.s.
(c) Modèle pour l'unité d'analyse 3				
Constante	1.253	.449		
Pas de feu	.057 (3)	.052	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	.014 (5)	.055	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	-.025 (4)	.042	.000	***
Feu très fréquent et précoce	-.433 (1)	.164	.000	***
Feu très fréquent et tardif	-.105 (2)	.053	.000	***
(d) Modèle pour l'unité d'analyse 4				
Constante	.006	.647		
Pas de feu	.122 (3)	.139	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	.166 (2)	.089	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	-.032 (4)	.080	.000	***
Feu très fréquent et précoce	.246 (1)	.188	.000	***
Feu très fréquent et tardif	-.055	.066	.036	n.s.
(e) Modèle pour l'unité d'analyse 5				
Constante	1.630	1.538		
Pas de feu	-.153 (2)	.559	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	-.408 (1)	.235	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	-.122 (3)	.147	.007	**
Feu très fréquent et précoce	-.614	.594	.012	n.s.
Feu très fréquent et tardif	-.063	.163	.354	n.s.
(f) Modèle pour l'unité d'analyse 6				
Constante	2.189	.439		
Pas de feu	.075 (4)	.068	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	-.080 (3)	.062	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	.136 (2)	.058	.001	**
Feu très fréquent et précoce	.058	.070	.212	n.s.
Feu très fréquent et tardif	.140 (1)	.063	.000	**
(g) Modèle pour l'unité d'analyse 7				
Constante	2.417	.251		
Pas de feu	-.004 (2)	.044	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	.003	.043	.233	n.s.
Feu peu fréquent et tardif	-.069	.050	.124	n.s.
Feu très fréquent et précoce	-.065	.089	.316	n.s.
Feu très fréquent et tardif	1.029 (1)	.490	.000	***
(h) Modèle pour l'unité d'analyse 8				
Constante	-.754	1.091		
Pas de feu	-.162 (3)	.135	.000	***
Feu peu fréquent et précoce	.271 (2)	.141	.000	***
Feu peu fréquent et tardif	.139	.136	.032	n.s.
Feu très fréquent et précoce	-.010	.391	.949	n.s.
Feu très fréquent et tardif	.699 (1)	.380	.000	***
(i) Modèle pour l'unité d'analyse 9				
Constante	2.367	.451		
Pas de feu	.180 (2)	.136	.003	***
Feu peu fréquent et précoce	.018	.063	.608	n.s.
Feu peu fréquent et tardif	-.026	.060	.426	n.s.
Feu très fréquent et précoce	.029	.039	.458	n.s.
Feu très fréquent et tardif	.198 (1)	.063	.001	***

Dans la partie qui suit, nous vérifions chacune des cinq hypothèses formulées quant à l'impact du régime des feux sur la dynamique de végétation des savanes. Pour chaque hypothèse, nous rappelons quel effet du feu nous cherchons à observer. Puis, à partir des caractéristiques des modèles contenus dans les tableaux 5-5 et 5-6, nous présentons les éléments permettant de valider ou infirmer l'hypothèse étudiée.

Hypothèse 1 : Evolutions des savanes en l'absence de feu.

Sur une période de huit ans, on pose l'hypothèse que l'absence de feu doit se traduire par une évolution stable des savanes, sauf dans le cas des savanes péri-forestières (évolution progressive en l'absence du feu).

Pour vérifier cette hypothèse, nous analysons les résultats de la variable « Pas de feu » dans le tableau 5-6 correspondant aux modèles établis par unité d'analyse pour expliquer la variable « Conservation des savanes ». Cette variable est significative dans tous les modèles. Pour les unités d'analyse n°1, 2, 3, 4, 6 et 9, elle est caractérisée par un coefficient positif. Cela signifie que l'absence de feu contribue à expliquer la conservation des savanes, ce qui confirme l'hypothèse 1. En revanche, pour les unités d'analyse n° 5, 7 et 8, les coefficients sont de signe négatif. Dans le tableau 5-5, les coefficients de cette variable pour ces unités d'analyse sont positifs. Cela infirme l'hypothèse 1 : l'absence de feu dans ces unités n'est pas un facteur d'explication de la conservation mais pourrait, au contraire, expliquer dans une certaine mesure la dégradation des savanes.

Hypothèse 2 : Effets du feu dans les zones à forte densité de population ou d'activités humaines.

Dans les zones à forte densité de population ou d'activités humaines, le feu interagit avec de nombreux autres facteurs environnementaux. [...] Le feu est utilisé de manière très variée (fréquence ou date de période de passage du feu) mais toujours pour conserver le couvert herbacé. En revanche, la dégradation du couvert herbacé ne peut pas être expliquée uniquement par le régime des feux : elle résulte de la combinaison des différents facteurs de pression anthropiques.

Pour vérifier cette hypothèse, nous analysons les modèles obtenus pour les unités d'analyse n°1, 4 et 8, où se concentrent les plus fortes pressions liées aux activités humaines (cf. Tableau 5-1).

Dans la zone la plus densément peuplée (unité d'analyse n° 1), toutes les variables de régime des feux présentent un coefficient de signe positif dans le tableau 5-6 : elles contribuent toutes à expliquer de manière significative la conservation des savanes. De plus, dans le tableau 5-5, elles se caractérisent par des coefficients de signe négatif, signifiant qu'elles n'expliquent pas la dégradation des savanes (sauf la variable « feux très fréquents et précoces » qui est non significative).

Dans les deux zones à proximité du périmètre irrigué (unités d'analyse n° 4 et 8) caractérisées par des sols présentant un potentiel agronomique moyen, les variables de régime des feux ne sont pas liées à la dégradation des savanes (coefficients négatifs dans le tableau 5-5). En revanche, certaines permettent d'expliquer leur conservation. Pour l'unité d'analyse n°4, il s'agit des feux précoces peu et très fréquents alors que pour l'unité d'analyse n°8, ce sont les feux très fréquents et tardifs et peu fréquents et précoces.

L'ensemble de ces résultats tendent à confirmer l'hypothèse 2.

Hypothèse 3 : L'évolution des savanes dégradées liées à la fréquence des feux.

Dans les zones de savanes dégradées (steppe), [...] la fréquence du feu (quelque soit la date de passage du feu) contribue à expliquer une évolution stable (feu peu fréquent) ou régressive (feu très fréquent) des milieux (Schule W. 1990).

Nous vérifions cette hypothèse à travers l'analyse des modèles pour les unités d'analyse n° 2 et 3, représentant les zones de savanes les plus dégradées sur le site d'étude, avec des sols très marqués par l'érosion. Dans ces zones, la dégradation s'explique par un régime des feux très fréquents et précoces (tableau 5-5) et le maintien du couvert végétal par des feux peu fréquents mais avec un poids faible dans les modèles (tableau 5-6).

Ces résultats permettent de confirmer l'impact négatif de régime de feux très fréquents sur l'état de conservation de savane dégradée.

Hypothèse 4 : Dans les zones de savane à dominante d'élevage, effet important du feu pour le maintien du couvert végétal.

Dans les zones de savane à dominante d'élevage, [...] pour une période courte d'observation (comme celle que nous analysons), un usage très fréquent et tardif du feu favorise la production de biomasse herbacée et se traduit par une évolution stable des savanes (Rakotoarimanann V. et al. 2001). En revanche, pour ce pas de temps, la dégradation de ces milieux ne peut pas s'expliquer uniquement par le régime des feux.

Cette hypothèse est vérifiée à travers l'analyse des modèles proposés pour les unités d'analyse n° 6 et 9, représentant sur le bassin versant de Marovoay, les zones de savane à dominante d'élevage. Dans le tableau 5-5 (modèles pour expliquer la dégradation des savanes), les coefficients des variables de régime des feux significatives sont négatifs. Cela signifie que la dégradation des savanes ne peut pas être expliquée par ces variables. En revanche, dans le tableau 5-6, la conservation des savanes est liée à un régime des feux tardifs et surtout très fréquents. Ces résultats viennent confirmer en partie l'hypothèse 4.

Hypothèse 5 : Cas particulier des savanes en zones péri-forestières.

Dans les savanes situées en zones péri-forestières, la fréquence des feux conditionne la conservation de ces milieux si on considère une période courte d'observation : plus la fréquence est importante, plus les savanes sont maintenues ouvertes.

Pour vérifier cette hypothèse, nous étudions les deux modèles obtenus pour l'unité d'analyse n° 7, représentant des savanes en limite ou à l'intérieur de zones forestières. Les zones dégradées sont expliquées par des feux peu fréquents et tardifs et l'absence de feu (poids faible dans le modèle) et les zones de maintien des savanes par des feux très fréquents et tardifs. Ce résultat montre que le facteur « fréquence » des feux influe sur la dynamique de végétation de ces savanes : plus la fréquence des feux est importante, plus le milieu est maintenu ouvert, confirmant ainsi l'hypothèse 5.

5.4.3 Synthèse des résultats

Trois points forts ressortent de cette étude de la relation « feu – dynamique de végétation des savanes » sur le bassin versant de Marovoay.

- 1- **Le feu est un facteur de maintien des savanes.** D'après les résultats obtenus sur le site d'étude, on ne rencontre aucune situation où l'absence de feu est une variable importante pour expliquer la conservation de cet écosystème.
- 2- **Dans les situations où la pression liée aux activités anthropiques est faible** (zones à dominante d'élevage ou aires protégées), **le feu est un facteur déterminant de la dynamique de végétation des savanes.** Sur le pas de temps analysé, le paramètre « fréquence » du régime des feux apparaît le plus important pour expliquer la conservation ou la dégradation du couvert végétal.
- 3- Pour toutes les autres situations, des éléments sur l'effet du régime des feux sur la dynamique de végétation des savanes ressortent. Cependant, **l'interprétation des résultats reste difficile et complexe**, très probablement du fait de **l'action de multiples facteurs anthropiques**. Dans ces zones, l'hypothèse initiale que le feu peut être un facteur de dégradation ou de maintien des savanes doit être reformulée de manière plus complexe.

Conclusion

Rappel des objectifs

L'objectif de ce chapitre est d'étudier la relation « feu – dynamique de végétation » dans les savanes à l'échelle du bassin versant de Marovoay. La disponibilité de deux données - « usage des feux » et « dynamique de végétation » - spatialisées sur les savanes du site d'étude nous permet d'étudier leur relation par une analyse statistique basée sur des modèles de régression linéaire.

Ce travail présente deux intérêts : 1) Les résultats de l'analyse doivent permettre d'enrichir le débat concernant le rôle du feu dans la dynamique de végétation des savanes : un outil de gestion durable des savanes (Bloesch U. 1999) ou un facteur de dégradation de ces mêmes milieux (Thonicke K. et al. 2001) ? ; 2) Les résultats obtenus sur le site d'étude doivent apporter aux gestionnaires de ce territoire une partie des éléments pour définir où sont les zones où le feu est un facteur important de la dynamique de végétation des savanes et où, par conséquent, la mise en place d'un système opérationnel de suivi et de gestion de l'usage des feux apparaît nécessaire. En effet, à l'heure actuelle, seules les zones bénéficiant de ressources financières importantes comme les Parcs Nationaux ou les Réserves Intégrales (Frost P.G.H. 1999; Parr C.L. and Brockett B.H. 1999) sont dotées d'outils leur permettant de suivre l'activité des feux.

Retour sur la méthode

L'utilisation de modèles de régression pour expliquer les dynamiques de végétation des savanes par des variables de régime des feux permet d'étudier à l'échelle du site d'étude la relation « feu-dynamique de végétation ». La méthode décrite dans ce travail présente plusieurs avantages.

- L'évaluation des variables dépendantes (dynamiques de végétation) et indépendantes (régime des feux) à partir de données de télédétection permet de réaliser un bilan spatialisé (information produite à 250 m) et sur une période de temps plus ou moins longue (8 ans) de l'impact du régime des feux sur l'évolution des savanes.
- La caractérisation du régime des feux, à travers le suivi des surfaces brûlées pour lesquels la période et la fréquence de passage du feu sont connues, donne des résultats plus précis qu'avec des données sur les feux actifs ou des données de surfaces brûlées renseignant uniquement sur l'impact des feux selon la date du feu. Cela constitue une amélioration de l'estimation de la variable de régime des feux par rapport aux travaux de (Bucini G. and Lambin E.F. 2002).
- Le même intervalle de temps est utilisé pour caractériser le régime des feux et les dynamiques de végétation. Cela rend possible l'attribution à une classe de régime des feux un type de dynamique de végétation, contrairement aux approches proposées par (Bucini G. and Lambin E.F. 2002; Eva H. and Lambin E.F. 2000) qui expliquaient une classe de changement de la végétation par une classe de régime des feux observée sur une année.

Cependant, un certain nombre de limites peuvent être aussi mentionnées.

- Nous n'avons pas utilisé les résultats de dynamique de végétation des savanes obtenus par l'analyse de la tendance du NDVI avec la méthode de décomposition STL. Cette décision a été motivée dans le cadre de ce travail par les résultats de la méthode d'évaluation mis en œuvre (cf. Chapitre 4). Toutefois, si les résultats de cette approche viennent à être validés, nous pourrions reproduire la même analyse avec cette seconde donnée caractérisant la dynamique de végétation des savanes. La comparaison des résultats permettrait de renforcer ou, au contraire, d'infirmer les conclusions établies sur la relation « feu – dynamique de végétation des savanes » dans ce travail de thèse.

- La période d'analyse conditionnée par la longueur de la série temporelle des images MODIS est une contrainte forte qui nous a obligés à restreindre les hypothèses que nous pouvions étudier. Ainsi, nous n'avons pas pu prendre en compte des évolutions progressives et analyser des effets dus à la période d'occurrence du feu pour une fréquence donnée.

Par exemple, pour des feux peu fréquents, c'est-à-dire tous les 4-5 ans, la période d'occurrence du feu a une incidence sur l'équilibre strates herbacée/ligneuse. Les feux précoces favorisent le maintien d'une strate arbustive/arborée dans les savanes, à l'inverse des feux tardifs qui contribuent à faire disparaître la strate ligneuse.

Autre exemple, un usage du feu très fréquent (tous les ans) et précoce favoriserait un démarrage plus rapide de la végétation, appelé printanisation, (Granier P. and Cabanis Y. 1976) et une disparition des savanes herbacées à long terme en favorisant l'avancée de la limite forestière (Bloesch U. 1999). Selon (Sawadogo L. et al. 2002; Scholes R.J. and Archer S. 1997), ils favoriseraient le développement d'espèces ligneuses au détriment d'espèces herbacées. A l'inverse, un usage du feu très fréquent (tous les ans) et tardif contribuerait à transformer à long terme la savane herbacée en savane dégradée par une altération des relations de compétition entre espèces (Schule W. 1990) et à faire reculer la limite de zone forestière (Bloesch U. 1999).

Enfin, nous avons limité notre analyse au bassin versant de Marovoay. Mais, compte-tenu de la nature des données utilisées (une granule MODIS couvre la moitié de la surface de Madagascar), cette application est susceptible d'être étendue à l'échelle des savanes observées sur la façade occidentale de Madagascar en procédant de la même manière. Le principal point fort de l'approche présentée dans ce travail de thèse est de proposer de traiter, avec des séries temporelles d'images satellitaires, un territoire de manière homogène. Cela autorise alors à faire des comparaisons, par exemple, entre bassin versants et à démultiplier les sites d'observation.

Conclusion générale

CONCLUSION

L'objectif des travaux présentés a été d'analyser les variations spatio-temporelles de la dynamique de végétation des savanes, puis à les mettre en relation avec les modes d'usage des feux pour étudier le rôle du facteur feu. Pour cela, nous avons développé une approche basée sur l'analyse de série temporelle d'images de télédétection à moyenne résolution spatiale en utilisant des données acquises par le capteur MODIS.

Au moment d'établir un bilan, les apports de ce travail de thèse sont de deux ordres.

Apports d'ordre **méthodologique** tout d'abord, car nos résultats contribuent à montrer le potentiel des séries temporelles d'images de télédétection à caractériser la dynamique de couverts végétaux en lien avec l'usage des feux.

L'analyse de la série temporelle d'Indice de Brillance a permis de définir deux indicateurs, l'un annuel permettant d'identifier les pixels brûlés pendant la saison sèche et l'autre, saisonnier indiquant la période de passage du feu, à partir desquels se base la méthode de cartographie du régime des feux. En parallèle, l'analyse de la série temporelle de NDVI a permis de tester deux techniques de détection des changements pour caractériser la dynamique de végétation dans les savanes. La première repose sur l'analyse des variations inter annuelles d'un indicateur phénologique traduisant l'activité végétale pendant la phase de croissance des savanes. La deuxième utilise la technique de décomposition temporelle STL pour extraire la tendance d'une série de NDVI. Dans les deux cas, les résultats aboutissent à l'identification de trois classes d'évolution de l'activité végétale (séries progressive, régressive ou stable). Ces résultats ont été évalués par comparaison avec ceux issus de techniques de détection des changements basées sur l'analyse diachronique d'images à haute résolution spatiale.

Les conclusions établies à partir du travail de caractérisation du régime des feux (Chapitre 3) et de dynamique de la végétation (Chapitre 4) par analyse de séries temporelles d'images MODIS font ressortir quatre points clés.

- 1) Le caractère opérationnel de la méthode développée pour le suivi des surfaces brûlées à l'échelle de bassin versant ;

L'ensemble des résultats constitue un jeu de données du régime des feux entre 2000 et 2007 à l'échelle d'un bassin versant, qui permet de pallier l'absence ou le manque de fiabilité des informations sur les feux à cette échelle d'analyse et de clarifier l'ambiguïté quant à l'usage des feux, c'est-à-dire localisation des surfaces brûlées, périodes de mises à feu et fréquence de retour du feu (Aubert S. et al. 2003; Desloges V. 2001; Kull C.A. 2000; Pomel S. and Salomon J.N. 1998).

- 2) La complémentarité de l'information sur les surfaces brûlées avec celles issues des produits MODIS existants, en particulier l'information sur les feux actifs dans les aires protégées fournie par le système d'alerte FIRMS ;

Cette spécificité est importante à souligner : A partir de ces différentes sources de données (feux actifs, surfaces brûlées), on constitue une base d'informations pour suivre l'activité des feux en temps réel (détection des feux actifs pendant la saison sèche) et *a posteriori* (cartographie des surfaces brûlées).

3) La capacité des techniques utilisées à caractériser des dynamiques de végétation des savanes ; Les résultats obtenus permettent de confirmer l'intérêt des méthodes de détection de changement basées sur un indicateur phénologique ou sur la décomposition temporelle pour identifier des changements d'état progressif pour un couvert végétal donné (Kennedy R.E. et al. 2009). Par ailleurs, ces résultats constituent des exemples de référence pour illustrer la mise en œuvre de ce type de méthodes à partir de série temporelle MODIS.

4) Le besoin de définition d'une méthode pour caractériser les changements mis en évidence par la tendance du NDVI obtenue par décomposition temporelle type STL ; Si l'approche de détection des changements par des méthodes de décomposition temporelle type STL apparaît attractive, les résultats obtenus dans le cadre de cette thèse montrent qu'ils restent un travail important à réaliser pour qualifier la nature des changements détectés et borner les conditions d'utilisation de ce type d'outils, en particulier définir la longueur minimale de la série temporelle à partir de laquelle la mesure d'une tendance a un sens. En outre, l'outil STL ou sa version modifiée BFAST présentent d'autres potentiels. L'analyse des composantes « saison » ou « résidus » doivent notamment permettre d'identifier au cours de la série temporelle des perturbations de l'activité végétale qui sont susceptibles de traduire la réponse de la végétation à des facteurs environnementaux type accidents climatiques ou changements d'occupation du sol.

Apports d'ordre **appliqué**, ensuite, car les développements méthodologiques proposés sur les images de télédétection ont permis de produire les informations utilisées dans l'analyse spatiale de la relation « feu-dynamique de végétation » à l'échelle du site d'étude.

L'application des méthodes proposées aux savanes situées sur le bassin versant de Marovoay à Madagascar a permis d'estimer l'importance et le rôle du feu dans la dynamique de végétation. Les résultats ont amené à trois conclusions : a) Le feu est un facteur de maintien des savanes ; b) Dans les situations où la pression liée aux activités anthropiques est faible, le feu, en particulier par la fréquence de son usage, est un facteur déterminant de la dynamique de végétation ; c) Dans les autres situations, l'interprétation des résultats est complexe et difficile, très certainement en raison de l'interaction de multiples facteurs anthropiques.

A travers les résultats obtenus, ce travail est profitable à plusieurs niveaux.

1) Il constitue une **étude de cas** qui contribue à améliorer la compréhension de la dynamique de végétation des savanes à Madagascar et de l'impact des feux. Cependant, au-delà de ce travail de thèse, la nature des données utilisées et les méthodes proposées offrent la possibilité de traiter de manière homogène toutes les savanes de l'île, soit 27 345 000 ha (46 % de la surface totale), en utilisant uniquement deux granules MODIS. Cela permet de démultiplier les sites d'observation, de pouvoir réaliser des comparaisons entre bassin versants, d'augmenter la généralité des résultats dans le cas de l'étude des savanes à Madagascar. La démarche consisterait à créer un masque de savanes et à appliquer ensuite les méthodes proposées dans les chapitres 3 et 4 sur les séries d'images MODIS. Les savanes peuvent être identifiées d'après la cartographie de la végétation de Madagascar, réalisée dans le cadre du programme « Madagascar Vegetation Mapping Project » (<http://www.vegmad.org>) à partir d'images MODIS et d'une mosaïque d'images Landsat acquises entre 1999 et 2003. Il reste toutefois le besoin de disposer de références pour la validation des résultats. A ce niveau, les données collectées dans le cadre de projets régionaux, nationaux ou globaux tels que le projet PLAE (autour duquel les travaux de thèse ont été développés) ou le projet DRYNET (<http://www.dry-net.org>) peuvent constituer une source d'informations pertinentes.

- 2) Il représente une approche méthodologique adaptée pour produire des **documents cartographiques utiles** pour les gestionnaires en charge de la protection des milieux naturels et de la prévention des risques d'érosion.

D'une part, la capacité de localiser des zones dégradées de savanes à l'échelle de bassin versants peut aider à mieux définir les sites où sont mis en œuvre des mesures de restauration du couvert végétal. D'autre part, dans un contexte d'évolution des politiques environnementales qui tendent à accepter l'existence de feux favorables à un maintien des savanes (Laris P.S. and Wardell D. 2006), l'accès à une information spatialisée sur le régime des feux présente trois intérêts : a) Cette information permet le suivi pluriannuel des surfaces brûlées à l'échelle d'un territoire. Dans le cadre du Programme Germano-Malgache pour l'Environnement (PGM-E) mené par l'Agence d'assistance technique allemande (GTZ), cela répond précisément au besoin de disposer d'informations sur les surfaces brûlées dans les aires protégées dans l'objectif d'élaborer une stratégie de gestion des feux intégrée au niveau régional et communal pour adapter les actions à la réalité ; b) Cette information croisée avec la dynamique de végétation permet de définir, pour le territoire étudié, qu'est-ce qu'un feu favorable à la stabilité du couvert végétal des savanes ; c) Dans le cadre de démarche participative pour gérer les feux, à partir de cette information, il est possible de développer des études sur les déterminants des modes d'usages des feux observés, en particulier les règles sociales de mises à feu, en s'appuyant sur des méthodes de modélisation type simulation par automate cellulaire (Caillault S. et al. 2009).

- 3) Il contribue à **renforcer les capacités de recherche environnementale** de programmes de lutte contre la dégradation des terres.

Dans le cadre de programmes de recherche sur la lutte contre la dégradation des terres comme le projet LADA (Land Degradation Assessment in Drylands – <http://www.fao.org/nr/lada>), les résultats obtenus sur la caractérisation de la dynamique de végétation dans ce travail présentant plusieurs intérêts : a) Ils permettent d'intégrer ou de conforter l'appartenance des méthodes utilisées à la famille des techniques recensées pour cartographier la dégradation des terres à partir de données de télédétection (Bai Z.G. et al. 2008b; Lantieri D. 2003) ; b) Ils permettent de répondre au besoin de disposer d'indicateurs pour évaluer les tendances de la dégradation des terres, comme cela a été défini dans le cadre du plan stratégique adoptée par la CNULD (Convention des Nations Unies sur la Lutte contre la Désertification) pour la période 2008-2018 (ICCD 2007).

Bibliographie

BIBLIOGRAPHIE

- Ancey V. (1996). Trajectoires pastorales et politiques économiques de l'élevage: Eleveurs transhumants dans le nord de la Côte d'Ivoire. In. Paris: Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales
- Anon (1996). Capacité de charges des pâturages disponibles de la Réserve d'Ankarafantsika. *ORGASYS Consulting, Antananarivo*
- Anyamba A., & Tucker C.J. (2005). Analysis of Sahelian vegetation dynamics using NOAA-AVHRR NDVI data from 1981 to 2003. *Journal of Arid Environments*, 63, 596-614
- Aubert S., Razafiarison S., & Bertrand A. (2003). Déforestation et systèmes agraires à Madagascar : les dynamiques des tavy sur la côte orientale. In Aubert S., Razafiarison S. & Bertrand A. (Eds.) (p. 210). Antananarivo: CIRAD - CITE - FOFIFA
- Aubreville A. (1949). *Climats, forêts et désertification de l'Afrique tropicale*. Paris (France): Société d'éditions géographiques, maritimes et coloniales
- Aubreville A. (1957). Accord à Yamgambi sur la nomenclature des types africains de végétation. *Bois et Forêts des Tropiques*, 51, 23-27
- Bai Z.G., Dent D.L., Olsson L., & Schaepman M.E. (2008a). Global assessment of land degradation and improvement. 1. Identification by remote sensing. In (p. 78). Wageningen ISRIC - World Soil Information
- Bai Z.G., Dent D.L., Olsson L., & Schaepman M.E. (2008b). Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use and Management*, 24, 223-234
- Bai Z.G., Dent D.L., & Schaepman M.E. (2005). Quantitative global assessment of land degradation and improvement: pilot study in North China. In. Wageningen: ISRIC - World Soil Information
- Bannari A., Huete A.R., Morin D., & Zagolski F. (1996). Effects of soil colour and brightness on vegetation index. *International Journal of Remote Sensing*, 17, 1885-1906
- Barbosa P.M., Grégoire J-M., & Pereira J.M.C. (1999). An algorithm for extracting burned areas from time series of AVHRR GAC data applied at a continental scale. *Remote sensing of environment*, 69, 253-263
- Barbosa P.M., Pereira J.M.C., & Grégoire J-M. (1998). Compositing Criteria for Burned Area Assessment Using Multitemporal Low Resolution Satellite Data. *Remote sensing of environment*, 65, 38-49
- Bertrand A., & Sourdât M. (1998). *Feux et déforestation à Madagascar, revues bibliographiques*. Antananarivo: CIRAD
- Blanc-Pamard C., & Ramiarantsoa H.R. (2003). Madagascar: Les enjeux environnementaux. In Lesourd M. (Ed.), *L'Afrique. Vulnérabilité et défis* (pp. 354-376). Nantes (France): Editions du Temps
- Bloesch U. (1999). Fire as a tool in the management of a savanna/dry forest reserve in Madagascar. *Applied Vegetation Science*, 2, 117-124
- Borak J.S., Lambin E.F., & Strahler A.H. (2000). The use of temporal metrics for land-cover change detection at coarse spatial scales. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 1415-1432
- Boschetti L., Eva H., Brivio P.A., & Grégoire J-M. (2004). Lessons to be learned from the intercomparison of three satellite-derived biomass burning datasets. *Geophysical Research Letters*, 31
- Boutonnet J-P., Griffon M., & Viallet D. (2001). Compétitivité des productions animales en Afrique subsaharienne et à Madagascar. In DGCID (Ed.) (p. 191). Paris: MAE
- Bowman D.M.J.S., Zhang Y., Walsh A., & Williams R.J. (2003). Experimental comparison of four remote sensing techniques to map tropical savanna fire-scars using Landsat-TM imagery. *International Journal of Wildland Fire*, 12, 341-348
- Brockwell P.J., & Davis R.A. (1996). *Introduction to Time Series and Forecasting*. New-York (USA): Springer
- Bucini G., & Lambin E.F. (2002). Fire impacts on vegetation in Central Africa: a remote-sensing-based statistical analysis. *Applied Geography*, 22, 27-48

- Caillault S., Ballouche A., & Delahaye D. (2009). Organisation spatio-temporelle des feux de brousse. Approche comparative au Burkina Faso. In, *Neuvièmes Rencontres de Théo Quant*. Besançon (France)
- Camberlin, P., Martiny, N., Philippon, N., & Richard, Y. (2007). Determinants of the interannual relationships between remote sensed photosynthetic activity and rainfall in tropical Africa. *Remote Sensing of Environment*, 106, 199-216
- Cao X., Chen J., Matsushita B., Imura H., & Wang L. (2009). An automatic method for burn scar mapping using support vector machines *International Journal of Remote Sensing*, 30, 577-594
- Carmel Y., Dean D.J., & Flather C.H. (2001). Combining location and classification error sources for estimating multi-temporal database accuracy. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 67, 865-872
- Cauvin C., Escobar F., & Serradj A. (2008). *Cartographie thématique 3 : méthodes quantitatives et transformations attributaires (Traité IGAT, série Aspects fondamentaux de l'analyse spatiale)*: Hermès
- Cesar J. (1990). Etude de la production biologique des savanes de Côte d'Ivoire et son utilisation par l'homme. In (p. 617). Paris (France): Université Paris VI
- Chen J., Jonsson P., Tamura M., Zhihui G., Matsushita B., & Eklundh L. (2004). A simple method for reconstructing a high-quality NDVI time-series data set based on the Savitzky-Golay filter. *Remote sensing of environment*, 91, 332-344
- Chongo D., Nagasawa R., Ould Cherif Ahmed A., & Perveen M.F. (2007). Fire monitoring in savanna ecosystems using MODIS data: a case study of Kruger National Park, South Africa. *Landscape and Ecological Engineering*, 3, 79
- Chuvieco E. (1999). *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*. Berlin (Germany): Springer Verlag
- Chuvieco E. (2003). Wildland Fire Danger Estimation and Mapping: The role of Remote Sensing data. *Remote Sensing*, 4
- Chuvieco E., Englefield P., Trishchenko A.P., & Luo Y. (2008). Generation of long time series of burn area maps of the boreal forest from NOAA-AVHRR composite data. *Remote sensing of environment*, 112, 2381-2396
- Chuvieco E., Pilar-Martin M., & Palacios A. (2002). Assessment of different spectral indices in the red-near-infrared spectral domain for burned land discrimination. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 5103-5110
- Chuvieco E., Ventura G., Martin M.P., & Gomez I. (2005). Assessment of multitemporal compositing techniques of MODIS and AVHRR images for burned land mapping. *Remote sensing of environment*, 94, 450-462
- Cleveland R.B., Cleveland W.S., MacRae J.E., & Terpenning I. (1990). STL: A Seasonal-Trend Decomposition Procedure Based on Loess. *Journal of Official Statistics*, 6, 3-73
- Cleveland S.W. (1979). Robust Locally Weighted Regression and Smoothing Scatterplots. *Journal of the American Statistical Association*, 74
- Cleveland W.S., & Delvin S.J. (1988). Locally Weighted Regression: An Approach to Regression Analysis by Local Fitting. *Journal of the American Statistical Association*, 83, 596-610
- Cohen W.B., & Fiorella M. (1998). Comparison of methods for detecting conifer forest change with Thematic Mapper imagery. In Lunetta R.S. & Elvidge C.D. (Eds.), *Remote sensing change detection: Environmental monitoring methods and applications*. Chelsea: Ann Arbor Press
- Davies D.K., Ilavajhala S., Wong M.M., & Justice C.O. (2009). Fire Information for Resource Management System: Archiving and Distributing MODIS Active Fire Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 47, 72-79
- De Beurs K. M., & Henebry G. M. (2005). A statistical framework for the analysis of long image time series. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 1551-1573
- Desloges V. (2001). Les empreintes de la législation foncière dans l'extension du reboisement à Madagascar. *Les cahiers d'outre-mer*, 213, 69-95
- Devineau J-L., Fournier A., & Nignan S. (2010). Savanna fire regimes assessment with MODIS fire data: Their relationship to land cover plant species distribution in western Burkina Faso (West Africa). *Journal of Arid Environments*, In press, 1-10
- Dewar R. (1989). Recent research in the paleoecology of the Hautes Terres and its implications for prehistory. In, *Colloque international d'Histoire*. Tananarive (Madagascar)

- Dougherty M., Dymond R.L., Goetz S., Jantz C.A., & Goulet N. (2004). Evaluation of impervious surface estimates in a rapidly urbanizing watershed. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70, 1275–1284
- Dwyer E., Grégoire J-M., & Malingreau J.P. (1998). A global analysis of vegetation fires: Spatial and temporal dynamics. *Ambio*, 27, 175-181
- Dwyer E., Pereira J.M.C., Grégoire J-M., & DaCamara C.C. (1999). Characterization of the spatio-temporal patterns of global fire activity using satellite imagery for the period April 1992 to March 1993. *Journal of Biogeography*, 27, 57-69
- Eagleson P.S., & Segarra R.I. (1985). Water-limited equilibrium of savanna vegetation systems. *Water resources research*, 10, 1483-1493
- Egan J.P. (1975). *Signal Detection Theory and ROC Analysis*: Academic Press
- Ehrlich D., Lambin E.F., & Malingreau J.P. (1997). Biomass Burning and Broad-Scale Land-Cover Changes in Western Africa. *Remote sensing of environment*, 61, 201-209
- Escadafal R. (1994). Soil spectral properties and their relationships with environmental parameters – Examples from arid region. In J. Hill & J. Mégier (Eds.), *Imaging spectrometry – a tool for environmental observations* (pp. 71-87). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers
- Escadafal R., & Bacha S. (1996). Strategy for the dynamic study of desertification. In Escadafal R., Mulders M.A. & Thiombiano L. (Eds.), *Actes du Symposium : Surveillance des sols dans l'environnement par télédétection et systèmes d'information géographique - Association internationale des sciences du sol (AISS)* (pp. 19-34). Ouagadougou (Burkina Faso): ORSTOM
- Eva H., & Lambin E.F. (1998). Remote sensing of biomass burning in tropical regions: Sampling issues and multisensor approach. *Remote sensing of environment*, 64, 292-315
- Eva H., & Lambin E.F. (2000). Fires and land-cover change in the tropics: a remote sensing analysis at the landscape scale. *Journal of Biogeography*, 27, 765-776
- Fawcett T. (2006). An introduction to ROC analysis. *Pattern Recognition Letters*, 27, 861-874
- Fensholt R., Rasmussen K., Nielsen T. T., & Mbow C. (2009). Evaluation of earth observation based long term vegetation trends - intercomparing NDVI time series trend analysis consistency of Sahel from AVHRR GIMMS, Terra MODIS and SPOT VGT data. *Remote sensing of environment*, 113, 1886-1898
- Ferri C., Flach P.A., & Hernández-Orallo J. (2002). Learning Decision Trees Using the Area Under the ROC Curve. In Sammut C. & Hoffmann A. (Eds.), *Proceedings of the 19th International Conference on Machine Learning (ICML'02)* (pp. 139-146): Morgan Kaufmann
- Flannigan M.D., & Vonder Haar T.H. (1986). Forest fire monitoring using NOAA satellite AVHRR. *Canadian Journal of Forest Research*, 16, 975-982
- Fournier A. (1991). Phénologie, croissance et production végétale dans quelques savanes d'Afrique de l'Ouest. In (p. 312). Paris (France): Université Paris VI
- Fournier A. (2001). Végétation des jachères et succession post-culturelle en Afrique tropicale. In Ch. Floret & R. Pontanier (Eds.), *La jachère en Afrique tropicale* (pp. 123-168). Paris: John Libbey Eurotext
- Fraser R.H., & Li Z. (2002). Estimating fire-related parameters in boreal forest using SPOT VEGETATION. *Remote sensing of environment*, 82, 95-110
- Frederiksen P., Langaas S., & Mbaye M. (1990). NOAA-AVHRR and GIS-based monitoring of fire activity in Senegal - a provision methodology and potential applications. In Goldammer J.G. (Ed.), *Fires in the Tropical Biota. Ecosystem Processes and Global Challenges* (pp. 401-416). Berlin (Germany): Springer Verlag
- Frost P.G.H. (1999). Fire in southern African woodlands: Origins, impacts, effects, and control. *FAO Forestry Paper*, 138, 181–205
- Fuller D.O. (2000). Satellite remote sensing of biomass burning with optical and thermal sensors. *Progress in Physical Geography*, 24, 543- 562
- Gauthier E.F. (1902). Madagascar, essai de géographie physique. In (p. 428). Paris (France): Faculté des lettres de Paris
- Giglio L., Descloitres J., Justice C.O., & Kaufman Y. (2003). An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote sensing of environment*, 87, 273-282

- Gignoux J., Menaut J-C., Noble I.R., & Davies I.D. (1997). A spatial model of savanna function and dynamics: model description and preliminary results. *Population and community dynamics in the tropics* (pp. 361-383). Cambridge (UK)
- Gillon D. (1983). The fire problem in tropical savannas. In Bourlière F. (ed.) (Ed.), *Tropical savannas. Ecosystems of the World 13* (pp. 617-641). Amsterdam: Elsevier
- Glenn E.P., Huete A.R., Nagler P.L., & Nelson S.G. (2008). Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: What vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. *Sensors*, 8, 2136-2160
- Goldammer J.G. (1993). Fire management. In Pancel L. (Ed.), *The tropical forestry handbook* (pp. 1221-1268). Berlin (Germany): Springer Verlag
- Gonzales-Alonzo F., Merino del Miguel S., Garcia-Gigorro S., Roldan-Zarnarron A., Cueva J.M., & Arino O. (2004). Mapping forest fire damage with Envisat. *ESA bulletin*, 120, 23-26
- Graetz R.D., Grégoire J-M., Lovell J.L., King E.A., Campbell S.K., & Tournier A. (2003). A contextual approach to the mapping of burned areas in tropical Australian savannas using medium-resolution satellite data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29, 499-509
- Granier P. (1965). Note sur l'aménagement des bas-fonds Malgaches pour la production fourragère. *Revue d'Elevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux*, 18, 317-320
- Granier P., & Cabanis Y. (1976). Les feux courants et l'élevage en savane soudanienne. *Revue d'Elevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux*, 29, 267-275
- Grégoire J-M., Tansey K., & Silva J.M.N. (2003). The GBA2000 initiative: Developing a global burned area database from SPOR-VEGETATION imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24, 1369-1376
- Hall F.G., Botkin D.B., Strebel D.E., Woods K.D., & Goetz S.J., b. (1991). Large-scale patterns of forest succession as determined by remote sensing. *Ecology*, 72, 628-640
- Henry M.C. (2008). Comparison of Single-and Multi-date Landsat Data for Mapping Wildfire Scars in Ocala National Forest, Florida. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 74, 881-892
- Heumann B.W., Seaquist J.W., Eklundh L., & Jonsson P. (2007). AVHRR derived phenological change in the Sahel and Soudan, Africa, 1982-2005. *Remote sensing of environment*, 108, 385-392
- Hill T., & Lewicki P. (2007). *STATISTICS Methods and Applications*. Tulsa, OK: StatSoft
- Holden Z.A., Smith A.M.S., Morgan P., Rollins M.G., & Gessler P.E. (2005). Evaluation of novel thermally enhanced spectral indices for mapping fire perimeters and comparisons with fire atlas data. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 4801-4808
- Hostert P., Röder A., & Hill J. (2003). Coupling spectral unmixing and trend analysis for monitoring of long-term vegetation dynamics in Mediterranean rangelands. *Remote sensing of environment*, 87, 183-197
- Huete A.R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote sensing of environment*, 25, 295-309
- Huete A.R., Didan K., Miura T., Rodriguez E. P., Gao X., & Ferreira L.G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote sensing of environment*, 83, 195-213
- Huete A.R., Justice C.O., & van Leeuwen W. (1999). MODIS vegetation index (MOD13) algorithm theoretical basis document (ATBD), version 3.0. In (p. 129): University of Arizona
- Huntley B.J., & Walker B.H. (1982). *Ecology of tropical savannas. Ecological studies 42*. Berlin: Springer Verlag
- ICCD (2007). Projet de plan-cadre stratégique décennal visant à renforcer la mise en oeuvre de la Convention (2008-2018). In Convention sur la lutte contre la désertification (Ed.) (p. 27): Organisation des Nations Unies
- Jeltsch F., Weber G.E., & Grimm V. (2000). Ecological buffering mechanisms in savannas: a unifying theory of long-term tree-grass coexistence. *Plant Ecology*, 161, 161-171
- Jensen J.R. (2005). Ch. 12: Digital Change Detection. *Introductory Digital Image Processing: a remote sensing perspective, 3rd ed.* (pp. 467 - 494). Upper Saddle River NJ (USA): Prentice Hall
- Johnson L., Cooke B., Ramos V.H., & Easson G. (2008). Use of NASA Satellite Assets for Predicting Wildfire Potential for Forest Environments in Guatemala. In, *Preliminary Report: University of Mississippi Geoinformatics Center*

- Jönsson P., & Eklundh L. (2002). Seasonality extraction by function fitting to time series of satellite sensor data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 40, 1824-1832
- Jönsson P., & Eklundh L. (2004). TIMESAT - a program for analysing time-series of satellite sensor data. *Computers and Geosciences*, 30, 833-845
- Justice C.O., Giglio L., Boschetti L., Roy D.P., Csiszar I., Morisette J., & Kaufman Y. (2006). MODIS Fire Products. Algorithm Technical Background Document (ATBD). Version 2.3. In Kaufman Y.L., & Remer L.A. (1994). Detection of forest using Mid-IR reflectance: an application for aerosol studies. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 32, 672-683
- Kennedy R.E., Cohen W.B., & Schroeder T.A. (2007). Trajectory-based change detection for automated characterization of forest disturbance dynamics. *Remote sensing of environment*, 110, 370-386
- Kennedy R.E., Townsend P.A., Gross J.E., Cohen W.B., Bolstad P., Wang Y.Q., & Adams P. (2009). Remote sensing change detection tools for natural resource managers: Understanding concepts and tradeoffs in the design of landscape monitoring projects. *Remote sensing of environment*, 113, 1382-1396
- Key C.H., & Benson N.C. (1999). Measuring and remote sensing of burn severity. In L.F. Neuenschwander, K.C. Ryan & G.E. Goldberg (Eds.), *Proceedings of the Joint Fire Science Conference* (p. 284). Boise, Idaho: University of Idaho and the International Association of Wildland fire
- Koechlin J. (1993). Grasslands of Madagascar. In Coupland R.T. (ed.) (Ed.), *Natural grasslands. Ecosystems of the World 8B* (pp. 291-301). Amsterdam: Elsevier
- Koechlin J., Guillaumet J.L., & Morat P. (1974). *Flore et végétation de Madagascar* Vaduz Cramer J.,
- Kull C.A. (2000). *Isle of Fire : The Political Ecology of Landscape Burning in Madagascar*. Chicago: Chicago and London
- Kull C.A. (2002). Madagascar's burning issue: the persistent conflict over fire prescribed burning. *Environment and History*, 44, 8-19
- Langaas S. (1995). Night-time observations of West-African bushfires from space. Studies on methods and applications of thermal NOAA/AVHRR satellite data from Senegal and the Gambia. In, *Department of Geography*. Oslo (Norway): University of Oslo
- Langrand O., & Wilme L. (1995). Effect of forest fragmentation on extinction patterns of endemic avifauna on the Central High Plateau of Madagascar. In Pattersons B.P., Goodman S.M. & Selock (Eds) (Eds.), *Environmetal change in Madgascar* Chicago: The fields Museum
- Lantieri D. (2003). Potential Use of Satellite Remote Sensing for Land Degradation Assessment in Drylands: Application to the LADA Project. In FAO (Ed.), *Environment and Natural Resources Service* (p. 77): Sustainable Development Department
- Laris P. S. (2005). Spatiotemporal problems with detecting and mapping mosaic fire regimes with coarse-resolution satellite data in savanna environments. *Remote sensing of environment*, 99, 412 – 424
- Laris P.S. (2005). Spatiotemporal problems with detecting and mapping mosaic fire regimes with coarse-resolution satellite data in savanna environments. *Remote sensing of environment*, 99, 412 – 424
- Laris P.S., & Wardell D. (2006). Good, bad or necessary evil? Reinterpreting the colonial burning experiments in the savanna landscapes of West Africa. *Geographical Journal*, 172, 271-290
- Lecerf R. (2008). Suivi des changements d'occupation et d'utilisation des sols d'origine anthropique et climatique à l'échelle régionale par télédétection moyenne résolution (Application à la Bretagne). In, *Laboratoire COSTEL* (p. 326). Rennes (France): Université de Rennes 2
- Liu H., & Zhou Q. (2004). Accuracy analysis of remote sensing change detection by rule-based rationality evaluation with post-classification comparison. *International Journal of Remote Sensing*, 25, 1037-1050
- Lloyd D. (1990). A Phenological Classification of Terrestrial Vegetation Cover Using Shortwave Vegetation Index Imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 11, 2269-2279
- Loboda T., O'Neal K.J., & Csiszar I. (2007). Regionally adaptable dNBR-based algorithm for burned area mapping from MODIS data. *Remote sensing of environment*, 109, 429-442

- Loe L.E., Bonenfant C., Mysterud A., Gaillard J-M., Langvatn R., Klein F., Calenge C., Ergon T., Pettorelli N., & Stenseth N.C. (2005). Climate predictability and breeding phenology in red deer: timing and synchrony of rutting and calving in Norway and France. *Journal of Animal Ecology*, 74, 579-588
- Lopez Garcia M. J., & Caselles V. (1991). Mapping burns and natural reforestation using Thematic Mapper data. *Geocarto International*, 6, 31-37
- Lu H., Raupach M.R., & McVicar T.R. (2001). Decomposition of Vegetation Cover into Woody and Herbaceous Components Using AVHRR NDVI Time Series. In, *Technical Report 35/01*. Canberra (Australia): CSIRO Land and Water
- Lunetta R.S. (1998). Applications, project formulation, and analytical approach. In Lunetta R.S. & Elvidge C.D. (Eds.), *Remote sensing change detection*. Chelsea: Ann Arbor Press
- Madhow A., Andriatsarafara S., Raveloharisoa C., Razafindrakoto L., & Razafindratandra A. (1994). Rapport sur l'Etat de l'Environnement à Madagascar. In Office National de l'Environnement (Ed.): PNUD - Banque Mondiale
- Mas J.F. (1999). Monitoring land-cover changes: A comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 20, 139-152
- Maselli F., & Chiesi M. (2006). Integration of multi-source NDVI data for the estimation of Mediterranean forest productivity. *International Journal of Remote Sensing*, 27, 55-72
- Mayaux P., Eva H., Fournier A., Sawadogo L., Palumbo I., & Grégoire J-M. (2003). Apport des techniques spatiales pour la gestion des aires protégées en Afrique de l'Ouest. In, *Séminaire régional sur l'aménagement et la gestion des aires protégées d'Afrique de l'Ouest*. Parakou, Bénin
- McCloy K.R. (2009). Measurement of changes in phenology using Phenological Change Indices derived from time series of image data. In, *Workshop on Global Vegetation Changes*. Missoula, Montana (USA)
- Merino-de-Miguela S., Huesca M., & González-Alonso F. (2010). Modis reflectance and active fire data for burn mapping and assessment at regional level *Ecological Modelling*, 221, 67-74
- Miettinen J., & Liew S.C. (2008). Comparison of multitemporal compositing methods for burnt area detection in Southeast Asian conditions. *International Journal of Remote Sensing*, 29, 1075-1092
- Miguel-Ayaz J., Vogt J.S., de Roo A., & Schmuck G. (2000). Natural hazards monitoring: forest fires, droughts and floods -the example of European pilot projects. *Survey Geophysical*, 21, 291-305
- Millward A.A., Piwowar J.M., & Howarth P.J. (2006). Time series analysis of medium resolution, multisensor satellite data for identifying landscape change. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 72, 653-663
- Minten B., & Moser C. (2003). Forêts: usages et menaces sur une ressource. In Minten B., Randrianarisoa J-C. & Randrianarison L. (Eds.), *Agriculture, pauvreté rurale et politique économique à Madagascar* (pp. 86-89): USAID, Cornell University, INSTAT, FOFIFA
- Mitri G.H., & Gitas I.Z. (2006). Fire type mapping using object-based classification of Ikonos imagery. *International Journal of Wildland Fire*, 15, 457-462
- Monnier Y. (1968). *Les effets des feux de brousse sur une savane périforestière de Côte d'Ivoire*. Abidjan (Côte d'Ivoire): Etudes éburnéennes
- Morat P. (1973). Contribution à l'étude des savanes du Sud-Ouest de Madagascar. *Mémoires ORSTOM*, 68, 235
- Moulin S., Kergoat L., Viovy N., & Dedieu G. (1997). Global-Scale Assessment of Vegetation Phenology Using NOAA/AVHRR Satellite Measurements. *Journal of Climate*, 10, 1154-1170
- Myneni R.B., Tucker C.J., Asrar G., & Keeling C.D. (1998). Interannual variations in satellite-sensed vegetation index data from 1981 to 1991. *Journal of Geophysical Research - Atmospheres*, 103, 6145-6160
- Nicholson, S.E., Davenport, M.L., & Malo, A.R. (1990). A Comparison of the Vegetation Response to Rainfall in the Sahel and Esat Africa, Using Normalized Vegetation Index from NOAA AVHRR. *Climate Change*, 17, 209-241
- Olsson L., Eklundh L., & Ardö J. (2005). A recent greening of the Sahel—trends, patterns and potential causes. *Journal of Arid Environments*, 63, 556-566
- Palumbo I., Grégoire J-M., Boschetti L., & Eva H. (2003). Fire regimes in protected areas of sub saharan Africa, derived from the GBA2000 dataset. In Chuvieco E. (Ed.), *Innovative concepts and*

methods in fire danger estimation - 4th workshop on Remote sensing and GIS applications to forest fire management. Ghent: EARSSEL

Parr C.L., & Brockett B.H. (1999). Patch-mosaic burning. A new paradigm for Savanna fire management in protected areas? . *Koedoe*, 42, 117–130

Paruelo J.M., Epstein H.E., Lauenroth W.K., & Burke I.C. (1997). ANPP estimated from NDVI for the central grassland region of the United States. *Ecology*, 78, 953-958

Pereira J.M.C., Sa A.C.L., Sousa A.M.O., Silva J.M.N., Santos T.N., & Carreiras J.M.B. (1999). Spectral characterisation and discrimination of burnt areas. In Chuvieco E. (Ed.), *Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean*

Basin (pp. 123-138). Berlin (Germany): Springer Verlag

Perrier de la Bathie H. (1921). La végétation malgache. *Annales du Musée Colonial de Marseille*, 3, 268

Pettorelli N., Vik J. O., Mysterud A., Gaillard J-M., Tucker C. J., & Stenseth N. C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 20, 503-510

Piao S., Fang J., Liu H., & Zhu B. (2005). NDVI-indicated decline in desertification in China in the past two decades. *Geophysical Research Letters*, 32, 10.1029/2004GL021764

Pickup G., Bastin G.N., & Chewings V.H. (1994). Remote-sensing based condition assessment for nonequilibrium rangelands under large-scale commercial grazing. *Ecological Applications*, 4, 497-517

Pinty B., & Verstraete M. (1992). GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. *Vegatatio*, 101, 15–20

Plummer S., Arino O., Simon M., & Steffen W. (2006). Establishing a Earth observation product service for the terrestrial carbon community: The GlobCarbon initiative. *Mitigation Adaptation Strategies Global Change*, 11, 97-111

Pomel S., & Salomon J.N. (1998). *La déforestation dans le monde tropical*. Talence, France: Presses Universitaires de Bordeaux

Potter C., Tan P.N., Kumar V., Kucharik C., Klooster S., Genovese V., Cohen W.B., & Healey S. (2005). Recent history of large-scale ecosystem disturbances in North America derived from the AVHRR satellite record. *Ecosystems*, 8, 808–824

Propastin P., & Kappas M. (2008). Spatio-temporal drifts in AVHRR/NDVI-precipitation relationships and their linkage to land use change in central Kazakhstan. *EARS eProceedings*, 7, 30-45

Purevdoy T., Tateishi R., Ishiyama T., & Honda Y. (1998). Relationships between percentage vegetation cover and vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing*, 19, 3519-3535

Quintano C., Fernandez-Manso A., Fernandez-Manso O., & Shi-mabukuro Y.E. (2006). Mapping burned areas in mediterranean countries using spectral mixture analysis from a uni-temporal perspective. *International Journal of Remote Sensing*, 27, 645-662

Rafaranivomihamina Y., & Ralaifenomanana F.R. (2004). Calendriers agricoles de Madagascar. In MAEP (Ed.): MAEP/DDP/Service des relations avec le secteur privé

Rakotoarijaona J.R. (2004). Système d'informations, aide à la décision et lutte contre les feux de brousse. In, *Colloque international Développement durable, leçons et perspectives* (pp. 93-100). Ouagadougou (Burkina Faso)

Rakotoarimanann V., Le Floc'h E., & Grouzis M. (2001). Influence du feu et du pâturage sur la diversité floristique et la production de la végétation herbacée d'une savane à *Heteropogon contortus* (région de Sakaraha). In Razanaka S., Grouzis M., Milleville P., Moizo B. & Aubry C. (Eds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Anrananarivo (Madagascar): CNRE/IRD

Rakotoseheno N.H. (2009). La désertification s'amplifie. *L'express de Madagascar*, 4492

Ramiarantsoa H.R. (Ed.) (1995). *Chair de la terre, oeil de l'eau... Paysanneries et recomposition des campagnes en Imerina (Madagascar)*: Editions ORSTOM

Randriamihaingo L.H. (2004). Les Partis gouvernementaux et l'espace malgache de 1960 à 2001. In, *Département de Géographie* (p. 93). Antananarivo (Madagascar): Université d'Antananarivo - Faculté des Lettres et des Sciences Sociales

Raunet M. (1997). Les ensembles morphopédologiques de Madagascar. In (p. 107): CIRAD

- Reed B.C. (2006). Trend analysis of time-series phenology of north America derived from satellite data. *GIScience and Remote Sensing (Special issue on Multi-Temporal Imagery Analysis)*, 43, 24-38
- Reed B.C., Brown J.F., Van der Zee D., Loveland T.R., Merchant J.W., & Ohlen D.O. (1994). Measuring Phenological Variability from Satellite Imagery. *Journal of Vegetation Science*, 5, 703-714
- Reed B.C., White M.A., & Brown J.F. (2003). Remote sensing phenology. In Shwartz M.D. (Ed.), *Phenology: An Integrative Science* (pp. 365-381). Dordrecht: Kluwer Publishing
- Reynolds J.F., Maestre F.T., Kemp P.R., Stafford-Smith D.M., & Lambin E. (2007). Natural and Human Dimensions of Land Degradation in Drylands: Causes and Consequences. In Canadell J.G., Pataki D.E. & Pitelka L.F. (Eds.), *Terrestrial Ecosystems in a Changing World* (pp. 247-257). Berlin Heidelberg (Germany): Springer
- Roger E. (1986). Contribution à l'étude botanique des savanes d'Ampijoroa (Nord-Ouest de Madagascar). In, *Laboratoire de Botanique d'Antananarivo* (p. 162): Université de Madagascar
- Roubaud F. (1996). La question rizicole à Madagascar : les résultats d'une décennie de libéralisation. In (p. 22). Antananarivo (Madagascar): Institut National de la Statistique
- Rouse J. W., Haas R. H., Deering D. W., Schell J. A., & Harlan J.C. (1974). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. In NASA (Ed.), *Type III Final Report*. Greenbelt, MD: NASA/GSFC
- Roy D.P., & Boschetti L. (2009). Southern Africa Validation of the MODIS, L3JRC and GlobCarbon Burned-Area Products. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 47, 1-13
- Roy D.P., Boschetti L., Justice C.O., & Ju J. (2008). The Collection 5 MODIS Burned Area Product - Global Evaluation by Comparison with the MODIS Active Fire Product. *Remote sensing of environment*, 112, 3690-3707
- Roy D.P., Giglio L., Kendall J.D., & Justice C.O. (1999). Multi-temporal active-fire based burn scar detection algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 20, 1031- 1038
- Roy D.P., & Landmann T. (2005). Characterizing the surface heterogeneity of fire effects using multi-temporal reflective wavelength data. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 4197-4218
- Roy D. P., Jin Y., Lewis P. E., & Justice C.O. (2005). Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. *Remote sensing of environment*, 97, 137 – 162
- Roy D.P., Lewis P.E., & Justice C.O. (2002). Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data—a bi-directional reflectance model-based expectation approach. *Remote sensing of environment*, 83, 263-286
- Running S.W., & Nemani R.R. (1988). Relating seasonal patterns of the AVHRR vegetation index to simulated photosynthesis and transpiration of forests in different climates. *Remote sensing of environment*, 24, 347-367
- Sahler K. (2005). Approche contractuelle de la gestion des ressources naturelles à Madagascar. Politiques environnementales et recompositions rurales. . In, *Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse* (p. 132). Toulouse (France): Université Toulouse Le Mirail
- Salvador R., Valeriano J., Pons X., & Diaz-Delgado R. (2000). A semiautomatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forest with Landsat MSS time series. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 655-671
- Sankaran M., Hanan N.P., Scholes R.J., Ratnam J., Augustine D.J., Cade B.S., Gignoux J., Higgins S.I., Le Roux X., Ludwig F., Ardo J., Banyikwa F., Bronn A., Bucini G., Caylor K.K., Coughenour M.B., Diouf A., Ekaya W., Feral C.J., February E.C., Frost P.G.H., Hiernaux P., Hrabar H., Metzger K.L., Prins H.H.T., Ringrose S., Sea W., Tews J., J., W., & Zambatis N. (2005). Determinants of woody cover in African savannas. *Nature*, 438, 846-849
- Sawadogo L., Nygard R., & Pallo F. (2002). Effect of livestock and prescribed fire on coppice growth after selective cutting of Sudanian savannah in Burkina Faso. *Annal of Forest Sciences*, 59, 185-195
- Schnell R. (1971). *Introduction à la phytogéographie des pays tropicaux*
- Scholes R.J., & Archer S. (1997). Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 517-544
- Scholes R.J., & Walker B.H. (1993). *An African savanna - synthesis of the Nylsvley study*. Cambridge: Cambridge University Press

- Schule W. (1990). Landscapes and climate in prehistory: interaction of wildlife, man and fire. In J.G. Goldammer (Ed.), *Fire in the tropical biota* (pp. 273-318). Berlin: Springer
- Sefe (1996). Desertification in north central Botswana: Causes, processes and impacts. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51, 241-248
- Sere C. (1994). Characterisation and quantification of livestock production systems. In FAO/OPHD (Ed.). Rome: FAO
- Serneels S., Said M., & Lambin E.F. (2001). Land-cover changes around a major East African wildlife reserve: the Mara ecosystem. *International Journal of Remote Sensing*, 22, 3397-3420
- Silva J.M.N., Sa A.C.L., & Pereira J.M.C. (2005). Comparison of burned area estimates derived from SPOT-VEGETATION and Landsat ETM+ data in Africa: Influence of spatial pattern and vegetation type. *Remote sensing of environment*, 96, 188-201
- Simon M., Plummer S., Fierens F., Hoeltzmann J.J., & Arino O. (2004). Burnt area detection at global scale using ATSR-2: the Globscar products and their qualification. *Journal of Geophysical Research*, 109
- Singh D., Meirelles M.S.P., & Costa G.A. (2006). Environmental degradation analysis using NOAA/AVHRR data. *Advances in Space Research*, 37, 720-727
- Sjöström M., Ardö J., Eklundh L., El-Tahir B.A., El-Khidir H.A.M., Pilesjö P., & Seaquist J.W. (2009). Evaluation of satellite based indices for primary production estimates in a sparse savanna in the Sudan. *Biogeosciences*, 6, 129-138
- Skarpe C. (1992). Dynamics of savanna ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 3, 292-300
- Smith A.M.S., Drake N.A., Wooster M.J., Hudak A.T., Holden Z.A., & Gibbons C.J. (2007). Production of Landsat ETM+ reference imagery of burned areas within Southern African savannas: comparison of methods and application to MODIS. *International Journal of Remote Sensing*, 28, 2753-2775
- Sousa A.M.O., Pereira J.M.C., & Silva J.M.N. (2003). Evaluating the performance of multitemporal image compositing algorithms for burned area analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 24, 1219-1236
- SPOT Image. (2008). Niveaux de prétraitement et précision de localisation. In Les fiches techniques SPOT (Ed.) (p. 4). Toulouse (France): SPOT Image
- Stroppiana D., Grégoire J-M., & Pereira J.M.C. (2003). The use of SPOT VEGETATION data in a classification tree approach for burnt area mapping in Australian savanna. *International Journal of Remote Sensing*, 24, 2131-2151
- Stroppiana D., Pinnock S., Pereira J. M. C., & Grégoire J-M. (2002). Radiometric analysis of SPOT-VEGETATION images for burnt area detection in Northern Australia. *Remote sensing of environment*, 82, 21-37
- Tansey K., Grégoire J-M., Defourny P., Leigh R., Pekel J.F., & van Bogaert E. (2008). A new global multi-annual (2000-2007) burnt area product at 1 km resolution and daily intervals. *Geophysical Research Letters*, 35
- Thonicke K., Venevsky S., Sitch S., & Cramer W. (2001). The Role of Fire Disturbance for Global Vegetation Dynamics: coupling Fire into a Dynamic Global Vegetation Model. *Global Ecology & Biogeography*, 10, 661-677
- Trigg S., & Flasse S. (2000). Characterising the spectral-temporal response of burned savannah using in situ spectroradiometry and infrared thermometry. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 3161-3168
- Trigg S., & Flasse S. (2001). An evaluation of different bi-spectral spaces for discriminating burned shrub-savannah. *International Journal of Remote Sensing*, 22, 2641-2647
- Trochain J-L. (1957). Accord interafricain sur la définition des types de végétation de l'Afrique tropicale. In, *Bulletin Institut d'Etudes Centrafricaines, Nouvelle Série* (pp. 55-93). Brazzaville
- Tucker C.J., Newcomb W.W., Los S.O., & Prince S.D. (1991). Mean and inter-annual variation of growing season normalized difference vegetation index for the Sahel 1981-1989. *International Journal of Remote Sensing*, 12, 1133-1135
- Tucker C.J., & Nicholson S.E. (1999). Variations in the Size of the Sahara Desert from 1980 to 1997. *Ambio*, 28, 587-591

- Tucker C.J., & Sellers P.J. (1986). Satellite remote sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing*, 7, 1395-1417
- Vafeidis A.T., & Drake N.A. (2005). A two-step method for estimating the extent of burnt areas with the use of coarse-resolution data. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 2441-2459
- van Oort P.A.J. (2007). Interpretating the change detection error matrix. *Remote sensing of environment*, 108, 1-8
- van Wilgen B.W., Everson C.S., & Trollope W.S.W. (1990). Fire management in Southern Africa: some examples of current objectives, practices and problems. In Gloldhammer J. (Ed.), *Fire in tropical biota. Ecosystem processes and global changes*. (pp. 179-215). Berlin (Germany): Springer Verlag
- Verbesselt J., Hyndman R., Newnham G., & Culvenor D. (2009). Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote sensing of environment*, 114, 106-115
- Verbesselt J., Somers B., Van Aardt J., Jonckheere I., & P., C. (2006). Monitoring herbaceous biomass and water content with SPOT VEGETATION time-series to improve fire risk assessment in savanna ecosystems. *Remote sensing of environment*, 101, 399-414
- Vermote E.F., El Saleous N.Z., & Justice C.O. (2002). Atmospheric correction of MODIS data in the visible to middle infrared: first results. *Remote sensing of environment*, 83, 97-111
- Vermote E.F., & Kotchenova S. (2008). Atmospheric correction for the monitoring of land surfaces. *Journal of Geophysical Research - Atmospheres*, 113(D23) D23S90
- Viovy N., Arino O., & Belward A.S. (1992). The Best Index Slope Extraction (BISE): A method for reducing noise in NDVI time-series. *International Journal of Remote Sensing*, 13, 1585-1590
- Walker B.H., & Noy-Meir I. (1982). Aspects of the stability and resilience of savanna ecosystems. In Huntley B.J. & Walker B.H. (Eds.), *Ecology of tropical savannas. Ecological studies* 42 (pp. 556-590). Berlin: Springer Verlag
- Walthall G.L., Norman J.M., Welles J.M., Campbell G., & Blad B.L. (1985). Simple equation to approximate the bi-directional reflectance from vegetative canopies and bare soil surfaces. *Applied Optics*, 24, 383-387
- Wang J., Rich P.M., Price K.P., & Kettle W.D. (2004). Relations between NDVI and tree productivity in the Central Great Plains. *International Journal of Remote Sensing*, 25, 3127-3138
- Wang Y. Q., Mitchell B. R., Nugranad-Marzilli J., Bonyng G., Zhou Y., & Shriver G. (2009). Remote sensing of land-cover change and landscape context of the national parks: A case study of the Northeast Temperate Network. *Remote sensing of environment*, 113, 1453-1461
- Wessels K.J., Prince S.D., Frost P.E., & van Zyl D. (2004). Assessing the effects of human-induced land degradation in the former homelands of northern South Africa with a 1 km AVHRR NDVI time-series. *Remote sensing of environment*, 91, 47-67
- Wessels K.J., van den Berg H.M., van der Merwe J.P.A., Smith H.J., van Zyl A., & Twyman L. (2001). Mapping and monitoring the conservation status of the natural resources of Mpumalanga province by means of remote sensing and GIS technology. In. Pretoria (South Africa): ARC-Institute for Soil, Climate and Water
- White M.A., Thornton P.E., & Running S.W. (1997). A Continental Phenology Model for Monitoring Vegetation Responses to Interannual Climatic Variability. *Global Biogeochemical Cycles*, 11, 217-234
- Wulder M.A., & Franklin S.E. (2007). *Understanding forest disturbance and spatial pattern: remote sensing and GIS approaches* Boca Raton: Taylor and Francis
- Zammit O. (2008). Détection de zones brûlées après un feu de forêt à partir d'une seule image satellitaire SPOT 5 par techniques SVM. In (p. 147). Nice (France): Université de Nice-Sophia Antipolis
- Zhang, X., Friedl, M.A., Schaaf, C.B., & Strahler, A.H. (2005). Monitoring the response of vegetation phenology to precipitation in Africa by coupling MODIS and TRMM instruments. *Journal of Geophysical Research*, 110
- Zhang X., Friedl M.A., Schaaf C.B., Strahler A.H., Hodges J.C.F., Gao F., Reed B.C., & Huete A.R. (2003). Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote sensing of environment*, 84, 471-475
- Zweig M.H., & Campbell G. (1993). Receiver-operating characteristic (ROC) plots: a fundamental evaluation tool in clinical medicine. *Clinical Chemistry*, 39, 561-577

